



Bromerade flamskyddsmedel (PBDE) i fisk och sediment

– en litteraturstudie och en fallstudie av tio svenska referenssjöar

Examensarbete, 20p.

av

Eva Kvernes

Institutionen för miljöanalys
SLU
Box 7050, 750 07 Uppsala

Handledare: Lars Sonesten (IMA) och Mikael Eriksson (WSP Environmental)

Bromerade flamskyddsmedel (PBDE) i fisk och sediment

– en litteraturstudie och en fallstudie av tio svenska referenssjöar

<i>Förord</i>	
<i>Abstract</i>	
<i>Sammanfattning</i>	
<i>Flamskyddsmedel - bakgrund</i>	9
BDE i miljön – historik	10
De kommersiella flamskyddsmedlen pentaBDE, oktaBDE och dekaBDE	10
PentaBDE	10
OktaBDE	10
DekaBDE	11
<i>Produktion och användning av PBDE</i>	11
<i>Utsläpp</i>	11
Utsläpp vid produktion	12
Utsläpp vid användning	12
Utsläpp från soptippar och förbränning	12
<i>Toxicitet</i>	13
Tetra- och pentaBDE	14
OktaBDE	14
DekaBDE	14
<i>Nedbrytning</i>	15
<i>Bioackumulering</i>	16
<i>PBDE-halt i förhållande till ålder och kön</i>	17
<i>Upptag i människa</i>	17
Allmänt	17
Bröstmjolk	17
<i>Trender i miljöförekomst</i>	18
<i>Andra möjliga källor till PBDE</i>	19
<i>Restriktioner</i>	20
<i>Screening av PBDE i referenssjöar</i>	21
Provtagning	21
PBDE-analys	21
Extraktion	21
Syraupparbetning	21
Bestämning	21
Analysstörningar	21
<i>Resultat</i>	22
<i>Diskussion</i>	22
<i>Rekommendationer inför fortsatta undersökningar</i>	25
<i>Referenser</i>	26
Skriftliga referenser	26
Referenser från internet	32
Muntliga referenser	32

Förord

Detta arbete är ett 20p examensarbete på D-nivå i markvetenskap/miljöanalys inom Naturresursprogrammet, SLU, Uppsala.Handledare har varit fil dr Lars Sonesten på Institutionen för Miljöanalys, SLU, Uppsala, samt tekn dr Mikael Eriksson på avdelningen för Mark och vatten, WSP Environmental, Stockholm.

Arbetet har bestått av två delar; en litteraturstudie och en utvärdering av en screening-undersökning som utfördes under hösten 2002. Litteraturstudien är en sammanställning av tidigare publicerade forskningsartiklar, material från Naturvårdsverket och Kemikalieinspektionen, samt ett antal personliga kontakter. Till litteraturstudien hör bilagor med tabeller över tidigare undersökningar av PBDE:er i sötvattensfisk, saltvattensfisk, övrig biota, sediment, slam/jord, luft och vatten. Screening-undersökningen utgjordes av analyser av PBDEer i abborre (*Perca fluviatilis*) och sediment i tio svenska referenssjöar. Undersökningen är en del i Naturvårdsverkets arbete med miljömålet Giftfri miljö, ett av de 15 miljö kvalitetsmål som riksdagen beslutade om våren 1999.

Syftet med litteraturstudien är att ge en överblick över vad bromerade flamskyddsmedel i form av PBDE:er är, hur stor den globala förekomsten av PBDE:er är, samt vilka effekter på miljön PBDE:er kan ha. Syftet med screening-undersökningen är att beskriva förekomster av PBDE:er i abborre (*Perca fluviatilis*) och sediment i tio svenska referenssjöar för att sedan med hjälp av litteraturstudien jämföra resultaten med andra lokaler med eller utan direkt påverkan. Undersökningen avses ge ett underlag för det fortsatta arbetet med miljö kvalitetsmålet Giftfri miljö, samt det pågående implementeringsarbetet med ramdirektivet för vatten.

Abstract

Flame retardants are used in plastics, fabrics, furnishing foam and electronics to reduce their fire hazards. The kind of brominated flame retardants presented in this study are the PBDEs, polybrominated diphenyl ethers. Because their molecular structures are similar to PCBs, there is a fear that these substances are environmental hazards as the PCBs, by decreasing the thyroid hormone levels. Lower brominated PBDEs are found to cause deterioration of memory capacity, learning capability, and motoric behaviour. There is a discussion going on whether the higher brominated PBDEs have the same effect. During the last decades the level of PBDEs in the environment has increased. Two cases that have drawn much attention to the PBDEs are the discoveries of PBDEs in eggs of peregrine falcon (*Falco peregrinus*) and in breast milk in Swedish women.

The aim of this study is to investigate the background levels of PBDEs in Swedish reference lakes and to compare them with other areas with or without direct local influence. The study consists of two parts. The first part is a literature study about PBDEs in biota and sediments in different parts of the world. The literature study shows that, in all countries, sediment and biota samples taken from industrial areas and sewage sludge have high levels of PBDEs due to direct local influence from e.g. foam manufacturing industries or textile industries. Biota and sediment samples far from direct local industrial effluents have low levels of PBDEs, if detectable at all. The second part of this study presents the results of a screening study of PBDEs in perch (*Perca fluviatilis*) and sediments from ten Swedish reference lakes. Only three perches out of 79 investigated from the reference lakes contained PBDEs above the detection level, 1 ng/g dw, and all these samples were just above the detection level. The other 76 perches and all the sediment samples had PBDE levels under the detection limit. The levels of PBDEs in this study are in accordance with screening studies of non-point source locations in other countries.

Sammanfattning

Flamskyddsmedel används i plaster, tyg, skumplast till stoppade möbler och elektronik för att minska risken för antändning. De bromerade flamskyddsmedel som behandlas i denna studie är polybromerade difenyletrar, s k PBDE:er. Deras molekylära struktur är mycket lik PCB:er och därför befarar man att även PBDE ger samma typ av skador som PCB, t ex störningar i sköldkörtelhormonnivåerna. Lågbromerade PBDE:er kan också bidra till försämrad motorik, minneskapacitet och inlärningsförmåga. Det är ännu idag oklart om även högbromerade kan ge dessa effekter. De senaste decennierna har man kunnat se en tydlig ökning av bromerade flamskyddsmedel i vår miljö, speciellt nära de industrier där flamskyddsmedel hanteras, men också i biota långt ifrån utsläppskällorna. Två sådana uppmärksammade exempel är upptäckterna av PBDE:er i ägg hos pilgrimsfalk (*Falco peregrinus*) och bröstmjolk hos svenska kvinnor. PBDE:er har även påträffats i vattenlevande djur i så vitt skilda områden som i Östersjön, Nordsjön, Ishavet och Stilla havet.

Syftet med studien är att undersöka hur höga bakgrunds nivåerna av PBDE:er är i svenska referenssjöar och jämföra dem med andra lokaler med eller utan direkt påverkan. Arbetet har bestått av två delar; en litteraturstudie av PBDE:er i biota och sediment i olika delar av världen och en utvärdering av en screening-undersökning av PBDE:er som utfördes under hösten 2002. Litteraturstudien visar att prover tagna från industriellt påverkade områden, oavsett land, har höga halter av PBDE:er i jämförelse med prover tagna från områden som anses vara fria från direkt lokal påverkan från industrier. De sistnämnda har mycket låga halter av PBDE:er, i den mån de är detekterbara. I screening-undersökningen togs prover från abborre (*Perca fluviatilis*) och sediment från tio svenska referenssjöar och analyserades med avseende på PBDE:er. Tre av de totalt 79 undersökta abborrarna kunde påvisas ha PBDE-halter strax över detektionsgränsen, 1 ng/g ts. PBDE-halterna i resterande 76 abborrar samt alla sedimentprover var under detektionsgränsen. Resultaten från denna screening stämmer väl överens med liknande studier av bakgrunds nivåer av PBDE:er i andra länder.

Ordförklaring

Ah-receptor – ett protein i cellen hos alla vertebrater som binder till sig hormoner eller hormonliknande. När PBDE binder till Ah-receptorn kan proteinsyntesen förändras. Det är idag ännu osäkert exakt vilken mekanism som medför gifteffekten.

Agonist – i detta fall något, t e x PBDE eller annan PAH, som binder till och aktiverar Ah-receptorn

Antagonist – i detta fall något som blockerar Ah-receptorn

Bioackumulering – Ökning av gifthalter med ökad ålder

Biomagnifiering – Koncentrering av gifter i näringskedjan

DDT – p-dikloro difenyl trikloroetan

Endokrin körtel - körtel som bildar och insöndrar hormoner till blodet. De endokrina organen spelar en avgörande roll i ämnesomsättning, salt- och vattenbalans, blodtrycksreglering, temperaturreglering och fortplantning samt vid uppbyggnad av muskulatur och skelett. De har också stor betydelse för blodbildning och immunförsvar. Till de klassiska endokrina körtlarna hos ryggradsdjuren räknas hypofysen, sköldkörteln, bisköldkörtlarna, binjurarna, samt könskörtlarna (äggstockar resp. testiklar).

Florisilkolonn – kolonn innehållandes magnesiumsilikat, ett pulver som används för att särskilja lösningsmedel och miljöförorening

Konditionsfaktor – $100 \times \text{somatisk vikt (g)} / \text{längd (cm)}^3$

Leversomatiskt index – $100 \times \text{levervikt (g)} / \text{kroppsvikt (g)}$, att levervikten ökar är ett tecken på att något har hänt i levern, vissa ämnen ger leverfettning. Den exakta orsaken till ökningen är oftast osäker, det varierar från ämne till ämne.

Log K_{ow} – fördelningskoefficienten mellan lösligheten i oktanol och vatten, angivet på en logaritmisk skala, används för att uppskatta bioackumulering i fettvävnad

NOAEL – No Adverse Effect Level, tröskelnivå under vilken ingen effekt uppträder

Otoliter – en liten hörselsten i form av en kalkkropp inne i innerörat på benfiskar, med årsringar

PBB – polybromerade bifenyler

PBDE – polybromerade difenyletrar

PCB – polyklorerade bifenyler

Sköldkörtel - Endokrin körtel hos ryggradsdjur. Dess hormoner stimulerar ämnesomsättningen och är viktiga för celldifferentiering, tillväxt och vävnadernas –särskilt hjärnans – mognad. (NE)

Somatisk vikt – kroppsvikt med alla inälvor utom lever och gonader urtagna

TBBPA – tetrabrombisfenol A

Pg/g – pikogram/gram, piko = 10^{-12}

Ng/g – nanogram/gram, nano = 10^{-9}

Våtvikt, vv – färskvikt, dvs otorkad fiskmuskel eller sediment

Torrsubstans, ts – provet frystorkas eller torkas i ugn (105°C)

Flamskyddsmedel - bakgrund

Flamskyddsmedel (FR) används i olika produkter för att försvåra antändningen eller minska spridningen av en brand. Det innebär inte att varan blir oantändlig utan endast mer svår-antändlig (KEMI, 1999). Flamskyddet fungerar på så vis att det sönderfaller vid höga temperaturer och släpper då sin(a) halogenatom(er). Dessa atomer är väldigt effektiva reduktionsmedel och motverkar på så vis oxidationsreaktioner, d v s förbränning (Arias 1992). Halten flamskyddsmedel i det material som ska flamskyddas bör vara ganska hög, 5-30 % (Hellström 2000). För maximalt skydd bör flamskyddsmedlet sönderfalla ungefär 50° under det gradtal som materialet det skyddar börjar brytas ner (Price 1989 ref i Manchester-Neesvig *et al* 2001).

Av de flamskyddsmedel som finns idag, är bromerade flamskyddsmedel (BFR) det billigaste alternativet för att öka brandskyddet. Det finns andra alternativ, såsom fosfor- och metallbaserade material, men de är dyrare och kan orsaka problem i tillverkningen. BFR i sin tur är uppdelade mellan alifatiska bromider och aromatiska bromföreningar, där de sistnämnda i allmänhet har högre värmetålighet och därför används i störst utsträckning (Rahman 2001). BFR har även fördelen att de medför en relativt liten påverkan på grundmaterialets flexibilitet. På grund av dessa egenskaper är BFR idag de mest använda flamskyddsmedlen i världen (Mumma & Wallace 1975 ref i de Boer *et al* 2000).

BFR kan delas upp i två grupper beroende på om de är reaktiva eller additiva. Reaktiva BFR reagerar med materialet de ska skydda genom att vara kovalent bundna till materialet. Till de reaktiva hör Tetrabromobisfenol A (TBBPA). Additiva BFR är lösta i eller blandade med materialet före, under eller efter polymeriseringen. De är ibland flyktiga vilket innebär att de gradvis kan läcka ut från det material det ska skydda. Detta innebär att flamskyddet gradvis försämras och att flamskyddsmedel kommer ut i omgivningen (Renner 2000, Sellström *et al* 1993). Till de additiva hör hexabromcyklododekan (HBCD, HBDD) och polybromerade difenyletrar (PBDE) (WHO 1994). De är mycket resistent mot syror, baser, hetta och ljus, samt reducerande och oxiderande ämnen, vilket därmed gör dem extremt svårnedbrytbara i miljön (Pijnenburg *et al* 1995).

PBDE namnges beroende på hur många bromatomer molekylen innehåller. Det finns mono-, di-, tri-, tetra-, penta-, hexa-, hepta-, okta-, nona- och dekaBDE, där det maximala antalet bromatomer är tio. PBDE delas också upp med avseende på bromatomernas placering på fenylingarna. Varje variant kallas en kongener och har ett eget nummer. Numreringen följer IUPAC: s PCB-nomenklatur (IUPAC, International Union of Pure and Applied Chemistry) (Kierkegaard *et al* 1999). Lista med numrering av alla kända kongener finns i Bilaga 1. Grundstrukturen för alla PBDE:er visas av fig 1.

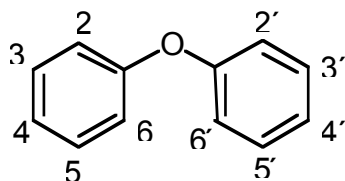


Fig 1. PBDE:s molekylära struktur, med numrering av bromatomernas lägen.

BDE i miljön – historik

Flamskyddsmedel har använts mycket länge, men i andra former än de vi har idag. De tidigast kända flamskyddsmedlen tillverkades redan år 450 f Kr, då egyptierna använde alun för att flamskydda trä. Romarna tillsatte sedan vinäger för att skydda träbyggnader mot bränder. Många år senare började man upptäcka flamskyddsmedel i naturen, men då i de former som vi idag känner dem. En av de tidigaste rapporterna är från USA 1979, då man hade upptäckt dekaBDE i jord och slamprover i närheten av en fabrik som producerade PBDE:er (de Carlo 1979). Två år senare publicerade Andersson och Blomkvist (1981) en rapport om att det fanns PBDE:er i närheten av en textilfabrik vid Viskan i Sverige. Senare upptäcktes PBDE:er i olika delar av världen och de började anses som en global förorening. PBDE:er påträffades i USA och Canada 1983 och i Östersjön, Nordsjön, Ishavet, Stilla havet, i Japan samt på Spetsbergen 1987 (Stafford 1983, Jansson *et al* 1987, Watanabe *et al* 1987a).

De kommersiella flamskyddsmedlen pentaBDE, oktaBDE och dekaBDE

Det tillverkas flera kommersiella blandningar av PBDE, med varierande sammansättning av olika kongener (Darnerud 2001a). Nedan följer en beskrivning av de tre vanligaste kommersiella blandningarna. Tyvärr sammanfaller namnet på den kommersiella produkten med det tekniska namnet, vilket har lett till missuppfattningar om vilket ämne det är som avses.

PentaBDE

PentaBDE består av ungefär 40% tetraBDE, 45% pentaBDE och 5% hexaBDE och är en mycket viskös vätska (McDonald 2002). Det används främst som flamskyddsmedel i polyuretanskum i möbelstoppningar och förpackningsmaterial (Sjödén 1998, EU 2000). Övriga användningsområden är i epoxyhartser, fenolhartser, polyester och textilier (WHO 1994). Kongenersammansättningen av Bromkal 70-5DE, en kommersiellt Europaproducerad pentaformel som nu har upphört att tillverkas, består främst av BDE 47 (2,2',4,4'tetraBDE) och BDE 99 (2,2',4,4',5 pentaBDE), med mindre delar BDE 100, 153 och 154. De vanligaste BDE-kongenerna i Bromkal 70 – 5DE sammanfaller även med de BDE-kongener som återfinns i vår miljö (Sjödén 1998).

OktaBDE

OktaBDE består av 10% hexaBDE, 40% heptaBDE, 30% oktaBDE och resten nona- och dekaBDE (McDonald 2002). Det används som flamskyddsmedel i termoplast (icke hårdbara plaster), polykarbonatplaster och kontorsmateriel som består av ABS-plast (acrylonitril-butadien-styrene) (Sjödén *et al* 1998, EU 2000, OECD 1994).

DekaBDE

DekaBDE består av 98% dekaBDE och 2% nonaBDE (McDonald 2002). Dess användningsområden är främst i textilier, samt i plast där flamskydd är nödvändigt såsom i tv-apparater och i kretskort till bland annat datorer (Renner 2000, OECD 1994). En förhållandevis liten, men viktig, användning av dekaBDE är också som flamskyddsmedel i möbiltyg (Hardy 2000).

Produktion och användning av PBDE

Hela världens användning av PBDE:er produceras av endast ett fåtal företag. Dessa företag finns i Frankrike, Storbritannien, Israel, Japan, Holland och USA (Manchester-Neesvig *et al* 2001). Det är också i närheten av dessa länder som de flesta av undersökningarna har utförts. Sverige har inte någon produktion av PBDE:er, men flera undersökningar har gjorts av utsläpp från lokaler där PBDE:er har hanterats och använts. (Sellström *et al* 1993, Sellström *et al* 1998a)

Det är svårt att uppskatta produktionsvolymerna av PBDE före 1990 – talet. Detta kan bero på att det antingen sågs som affärshemligheter, att man inte ville tala om sina försäljningssiffror eller att man inte var uppmärksam på de bromerade flamskyddsmedlen på grund av bristande kunskap om dess inverkan på miljön. Medan produktionen av oktaBDE minskade markant under 1990-talet, ökade penta- och dekaBDE mycket kraftigt (tabell 1). Produktionen av dekaBDE ökade med nästan det dubbla, från 30 000 – 54 800 ton under åren 1990 – 1999. Under samma period mer än fördubblades produktionen av pentaBDE från 4 000 – 8 500 ton, vilket anses bero på den fortsatt ökade efterfrågan i USA (Arias 1992 ref i de Wit 2000, Boon *et al* 2002b). Deras ökade användning av pentaBDE visar sig också i en motsvarande ökning av PBDE-koncentrationen i biota i Nordamerika. I Europa har användningen av BFR minskat till följd av nytillkomna restriktioner och kemiindustriens frivilliga överenskommelser, vilket resulterat i att ökningen av tetra- och pentaBDE – halterna i europeisk biota har avstannat eller avtagit de senaste åren (Renner 2000).

Tabell 1. Global produktion och konsumtion av PBDE.

Ar	pentaBDE	oktaBDE	dekaBDE	total PBDE	BFR	FR	Referens
1990	4 000	6 000	30 000	40 000	150 000	600 000	Arias 1992, WHO 1994
andel av totalPBDE	10%	15%	75%	100%			Arias 1992
1999	8 500	3 825	54 800	67 000			Boon 2002
andel av totalPBDE	14%	6%	80%	100%			Ikonomou 2002
2002				44 000	132 000		Lassen 1999

Utsläpp

Bromerade flamskyddsmedel i form av PBDE:er har påträffats globalt spridda, på så vitt skilda platser som i sediment i Stilla havet (Watanabe *et al* 1987a), sillgrissleägg på Spetsbergen (Jansson *et al* 1987), ringsälar i Arktis (Ikonomou *et al* 2002), laxyngel i Lake Michigan (Manchester-Neesvig *et al* 2001) och människor i Sverige (Darnerud 2001b). Utsläppen anses kunna ske dels vid produktion och förädling, dels vid användning av material innehållande PBDE eller vid destruktion av flamskyddade produkter.

Utsläpp vid produktion

Det finns olika förklaringar till den stora spridningen av PBDE:er över hela världen. En förklaring till den omfattande utbredningen av lågbromerade PBDE:er som hittats i Sverige kan vara långväga transport i luft (de Wit 2000). Likheten mellan PBDE:s mönster i deposition och i biota från olika delar av världen, tillsammans med nya upptäckter om luftburen PBDE, antyder också att atmosfären är en viktig global transportväg för PBDE i miljön (Strandberg *et al* 2001, ter Schure 2001 ref i ter Schure och Larsson 2002a).

Utsläpp vid användning

En annan förklaring är att utsläppen sker vid användning av produkterna med PBDE i sig, dvs de additivt tillsatta PBDE:erna läcker ut från det material de ska flamskydda (WHO 1994), vilket förklarar att utsläppen finns över hela jorden trots att de bara tillverkas på några få ställen (Lassen *et al* 1999).

Bergman utvecklade 1997 en teknik för att provta partiklar i luften. Det kunde fastställas ett antal olika typer av BFR på partiklar i rum som innehöll datorer och annan elektrisk utrustning. Alla partikelprover innehöll TBBPA, BDE 47 och BDE 99. Närvaron av dessa ämnen i luftpartiklar visar att de läcker från elektroniska apparater till inomhusluften och därmed exponeras för människan. I en annan studie samlades luftprover i en fabrik för elektronikdemontering, ett kontor och utomhus. Proverna analyserades med avseende på flera PBDE:er och TBBPA och den högsta koncentrationen av alla ämnen fanns i luften från fabriken. På kontoret var nivåerna 400-4000 ggr lägre och i vissa fall inte detekterbara och utomhus var koncentrationerna inte detekterbara. (Bergman *et al* 1999).

Utsläpp från soptippar och förbränning

En tredje förklaring är att PBDE:er kommer ut i miljön, efter produktion och användning, via soptippar där PBDE:erna läcker ut till omgivningen (Rahman *et al* 2001) samt via sopförbränning då även toxiska dioxiner och furaner bildas (fig 2) (WHO 1994, Rahman *et al* 2001). Under förbränning bildar PBDE:er större mängder dioxiner och furaner än PBB (polybromerade bifenyler) vilket gör dem mer riskfyllda än PBB (Bieniek *et al* 1989). Man har också funnit höga halter av PBDE:er i slam från reningsverk i olika länder (Darnerud *et al* 2001a) i bland annat Sverige (Bilaga 2e).

Toxicitet

PBDE:er och dess metaboliter har strukturer som liknar dioxiner och PCB (fig 2 och 3). Både dioxiner och PCB (polyklorerade bifenyler) är kända för att ge skadliga effekter på biota. Därför är det viktigt att uppmärksamma även PBDE:er för att undersöka om även de har samma skadeverkan. PBDE-kongener påverkar Ah-receptorerna, både som agonister och som antagonister (se ordförklaring) (Meerts *et al* 1998). Sköldkörtelhormoner (se ordförklaring) reglerar hjärnutvecklingen hos både foster och nyfödda (Porterfield och Hendric 1993), vilket innebär att störningar i hormonnivåerna därför kan påverka utvecklingen av hjärnan negativt.

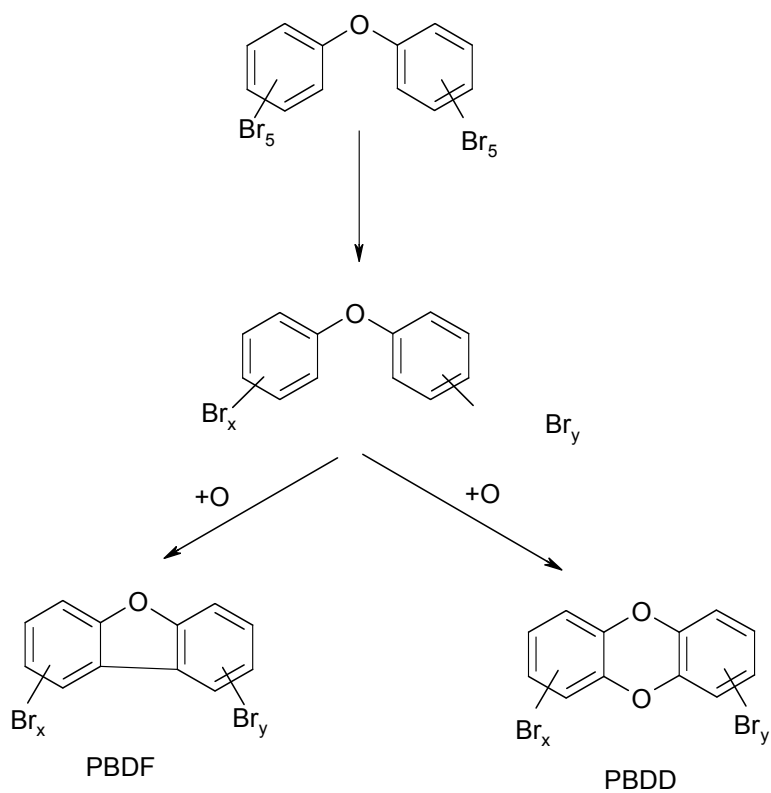


Fig 2. PBDE bildar furaner (PBDF) och dioxiner (PBDD) vid förbränning (Bieniek et al 1989)

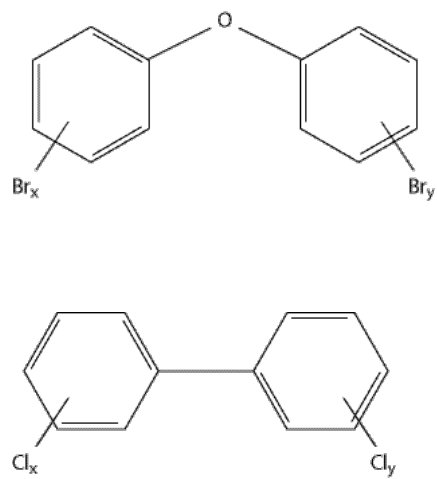


Fig 3. Molekylär struktur av PBDE och PCB.

Tetra- och pentaBDE

Toxikologiska studier av PBDE:er är begränsade (Hale *et al* 2001). Det finns mycket lite information om toxikologiska konsekvenser av PBDE-exponering under lång tid (Hale 2002), medan man i korttidstester har kunnat påvisa att toxiciteten är högre vid låg bromeringsgrad (KEMI 1999). Man anser att lågbromerade kongener (tetra- och pentaBDE) kan medföra störningar i sköldkörteln och leverns funktioner, samt i utvecklingen av nervsystemet (de Boer *et al* 2000).

Vid en undersökning matades tio dagar gamla musungar med en låg engångsdos av BDE 47 (0,7 ng/g kroppsvikt), BDE 99 (0,8 ng/g kroppsvikt) och TBBPA (0,75 ng/g kroppsvikt). Resultaten visade att exponering under den kritiska period då hjärnan växer och mognar som fortast, leder till negativa effekter på de vuxna djurens beteende. Bland annat sågs effekter på motoriken och för pentaBDE också försämrat minne och inlärning (Eriksson *et al* 1998).

OktaBDE

Den enda PBDE som hittills har påvisats ge reproduktionsskador på försöksdjur är oktaBDE. I EU:s arbete med existerande ämnen diskuteras klassificering av oktaBDE som teratogen (reproduktionstoxisk), då ökad fosterdödlighet och försenad skelettbildning sågs utan att honorna var påverkade. Dessa effekter uppträder då exponeringen överstiger 2 ng/g kroppsvikt och dag. Dessutom kan oktaBDE påverka leverfunktionen vid låg exponeringsnivå (EU 2000). Förhöjda blodkoncentrationer av oktaBDE har noterats i yrkesgrupper som till exempel arbetar med datorer (Bergman 1998 ref i KEMI, 1999).

DekaBDE

DekaBDE verkar vara mindre störande än de övriga PBDE:erna (Hooper & McDonald 2000). I en studie där fisk matades med dekaBDE upptäcktes att konditionsfaktorn (se ordförklaring) och mortaliteten inte påverkades av dekaBDE, det är alltså inte akuttoxiskt. Leversomatiskt index (se ordförklaring) ökade dock. Effekterna var fortfarande kvar 71 dagar efter att de hade slutat få i sig dekaBDE, vilket skulle kunna bero på en fördröjd effekt av dekaBDE:s metaboliter (Kierkegaard *et al* 1999).

Det finns olika uppgifter om huruvida dekaBDE har hittats i biota i naturen. Enligt Hardy (2002) hittas det inte i biota, medan analyser av människoblod, fisk och pilgrimsfalksägg har visat på detekterbara halter av dekaBDE (de Wit 2002, Hagmar *et al* 2000, Sjödin *et al* 1999, Sellström *et al* 2001, Sellström *et al* 1998a), vilket betyder att dekaBDE kan komma in i biota och bioackumuleras. Detta är viktigt att notera (de Boer och Allchin 2001b) eftersom dekaBDE är den kongener som förekommer i högst koncentrationer i sediment i många europeiska åar.

DekaBDE är mycket lipofil vilket kan hindra att det frigörs från sedimentpartiklar, vilket i sin tur hindrar biotillgängligheten (Sellström *et al* 1998a). Detta kan förklara den låga upptagseffektiviteten hos regnbåge (*Oncorhynchus mykiss*) och råttor. I en studie av dekaBDE i regnbåge var upptagseffektiviteten i intervallet 0,02-0,13% och vid matning av dekaBDE till råttor kom 90-99% av dosen ut med avföringen (Norris *et al* 1975, Kierkegaard *et al* 1999). Mycket försvinner, men uppenbarligen inte allt, påpekar Eriksson (pers komm). DekaBDE kan bevisligen passera biomembran. Orsaken till att dekaBDE inte har upptäckts i biota är att dekaBDE är svår att analysera och för det krävs bättre analysutrustning. I en ännu opublicerad studie har nyfödda råttor matats med radioaktivt dekaBDE och därefter har radioaktivitet kunnat mätas i hjärnan, levern och hjärtat. Det är dock ännu okänt om det är dekaBDE eller dess metaboliter som har registrerats (op.cit.).

NOAEL (se ordförklaring) för de olika kongenerna varierar mellan olika undersökningar beroende på hur undersökningarna har genomförts. Generellt är levern det känsligaste organet och embryon/foster känsligare än äldre djur. För pentaBDE har NOAEL rapporterats vara 1 mg/kg,dag för råttor (EU 2000). Motsvarande för oktaBDE i råttor är 2-2,5 mg/kg,dag (KEMI 2002, WHO 1994).

Det saknas rapporterade belagda effekter av PBDE på människa och man vet inte idag om PBDE kan orsaka cancer i människor (Hellström 2000). Flera undersökningar har gjorts, men med olika resultat, vilket gör det svårt att bedöma risker för människors hälsa. I en studie där möss matades med höga doser dekaBDE undersöktes genotoxiciteten. Resultaten från alla testerna var negativa och därmed drogs slutsatsen att dekaBDE inte är en genotoxisk carcinogen (WHO 1994). I en annan studie upptäcktes däremot att råttor och möss som utfodrades med dekaBDE-behandlad mat utvecklade levertumörer. Baserat på detta har USA:s Naturvårdsverk (EPA, Environmental Protection Agency) klassificerat PBDE som en möjlig mänsklig carcinogen (ATSDR 2000, Agency for Toxic Substances and Disease Registry). The National Academy of Sciences (USA) gjorde en studie av 16 PBDE:er och fann att dekaBDE inte är förenad med någon signifikant risk för människors hälsa (NAP, National Academy Press, 2000). Skillnaderna i slutsatser kan bero på att undersökningarna genomförts med olika metoder som därmed givit olika resultat. I EPA:s undersökning matades möss med dekaBDE-behandlad mat varpå levern undersöktes, medan i den undersökning som National Academy of Sciences refererar till, inräknades risken för människor att få i sig dekaBDE, vilken ansågs vara mycket låg.

Ett annat område där kunskapen om toxiska effekter är bristfällig är eventuella effekter på vattenlevande organismer (Pijnenburg *et al* 1995). Man vet att akuttoxiciteten av kommersiella PBDE:er är låg i vattenlevande organismer (de Boer 2000), men enstaka kongener och deras hydroxylerade metaboliter är hormonstörande ämnen och därmed är det viktigt att studera dem ur miljösynpunkt (Örn och Klasson-Wehler 1998).

Bakgrundskoncentrationerna av PBDE:er är mycket högre än koncentrationerna av dioxinlika PCB:er i mänsklig vävnad (EPA 1998). Å andra sidan behövs det 100-1000 ggr mer PBDE:er än det behövs dioxinlika PCB:er för att få samma effekt i gnagare, i det här fallet reducering av sköldkörtelhormonnivåerna (McDonald 2002). Det ska också noteras att gnagare antas vara mer känsliga för sköldkörtelhormonstörningar än människor (EPA 1998).

Nedbrytning

Nedbrytning av organiska ämnen i miljön kan ske mikrobiellt och/eller kemiskt. För denna typ av ämnen dominerar dock fotokemisk nedbrytning helt. Den sker normalt i flera steg, vilket kan innebära att högbromerade ämnen först övergår till mera lågbromerade innan dessa i sin tur bryts ner i snabbare takt (Sellström 1999). Tidiga laboratoriestudier indikerar att dekaBDE debromeras av UV-ljus och solljus till lågbromerade PBDE, men det är inte känt om det sker i miljön (Watanabe och Tatsukawa 1987b). Laboratoriestudier av fotolytisk nedbrytning av dekaBDE gjordes senare med dekaBDE löst i toluen under UV-ljus genom TLC (Thin Layer Chromatography). I detta fall gick debromeringen mycket snabbt, halveringstiden var mindre än 15 minuter. Vid en studie av dekaBDE-behandlad sand, sediment och jord under UV-ljus respektive solljus, var halveringstiden för samma nedbrytningsprocess 12 timmar i sand utsatt för UV-ljus och 37 timmar vid solljus. I sediment var halveringstiden 53 respektive 81 timmar, medan den i jord var svårbestämbar (Sellström *et al* 1998b).

UV-nedbrytningen leder till att bromatomer faller av och ersätts med väte, dvs det är fortfarande PBDE:er men med lägre bromeringsgrad. I vatten eller fuktig miljö bildas hydroxylerade varianter (Larsson 1994). Dessa bryts i sin tur ner betydligt snabbare (Lyman 1982). Man vet idag inte hur mycket av de PBDE:er med låg molekylvikt som finns i vår miljö som kommer från nedbrytning av dekaBDE till lägre kongener och hur mycket som kommer från användning av kommersiell penta- och oktaBDE (McDonald 2002). UV-nedbrytning sker också av PBDE:er som sitter på jordpartiklar, men denna nedbrytning är inte lika snabb som då ämnena är fritt exponerade. Ämnenas starka adsorption till jordpartiklar medför dessutom dels att avdunstning från marken blir mycket långsam och dels att det inte sker någon transport av ämnena i jorden (Hellström 2000).

I studier av debromering från dekaBDE till lägre bromerade PBDE:er med hjälp av xylol och metanol/vatten har man kunnat påvisa att furaner bildas i ett påföljande steg (Watanabe och Tatsukawa 1987b, Eriksson *et al* 2001). I ett annat laboratorieexperiment där dekaBDE löst i hexan exponerades för UV-ljus, bildades en komplex blandning av lågbromerade dibenzofuraner, bensener och difenyletrar (Larsson 1994). Organiska lösningsmedel antas dock inte förekomma som nedbrytningsmekanism i miljön och när dekaBDE är löst i vatten är debromeringen mycket låg (WHO 1994, EU 2000a).

Bioackumulering

Ju mer bromerad en kongener är, desto mindre flyktig är den och i högre grad binder den till partiklar i luften. Det betyder att ju högre bromerad en kongener är, desto mindre kommer den att transporteras i luften (Strandberg *et al* 2001). Därmed kommer den att globalt sett vara mindre tillgänglig för biota, såsom fisk och andra organismer, på långt avstånd från utsläppskällan. När PBDE väl har nått fisken, är det andra faktorer såsom biotillgänglighet som påverkar koncentrationen i fisken (Dodder *et al* 2002).

Den fullständigt bromerade dekaBDE-kongenern är mycket lipofil, absorberas dåligt av biota, utsöndras snabbt och bioackumuleras i mycket liten grad, samt är troligtvis en av de minst bioaktiva PBDE-kongenerna. Kongenerna med lägre molekylvikt, tri-hexaBDE, absorberas nästan helt, utsöndras sakt, är mycket bioackumulativa och är även mycket mer bioaktiva än dekaBDE (KEMI 1999, Hooper and McDonald 2000). Miljöövervakningsdata från bland annat Östersjön tyder på högre koncentrationer av lågbromerade PBDE (tetra/penta) högre upp i näringskedjorna. Särskilt tetra- och pentaBDE har hög potential för bioackumulering; biokoncentrationsfaktorn, BCF, är mellan ca 5 000 och 35 000 (KEMI 1999, EU 2000a).

Biokoncentrationsfaktorn, BCF, är koncentrationen av ett visst ämne i en vattenlevande organism i förhållande till koncentrationen av samma ämne i det omgivande vattnet. Om BCF är 5000, betyder det att organismen har 5000 ggr högre halt PBDE i sig än vad det omgivande vattnet har.

Det har antagits, och modeller har bekräftat, att ökad fettlöslighet ($\log K_{ow}$, fördelningskoefficienten mellan lösligheten i oktanol och vatten, används för att uppskatta bioackumulering i fettvävnad) är relaterade till ökande grad av bioackumulering och biomagnifiering. Enligt dessa modeller bioackumuleras och biomagnifieras substanser med $\log K_{ow}$ mellan 5 och 7 till den högsta graden (Bilaga 3). $\log K_{ow}$ för BDE 47, 99, 100 och HBCD är mellan 5,6 och 7 och deras beteende i miljön stämmer väl med dessa teorier (Sellström *et al* 1998a, WHO 1994). Kongenern BDE 209 däremot har $\log K_{ow}$ 9,97, vilket gör den mycket lipofil (de Boer *et al* 2000). Sådana lipofila ämnen med en $\log K_{ow}$ högre än 6 – 7 har i experiment visat sig ha lägre biokoncentrationsfaktor i fisk än förväntat. Detsamma verkar vara gällande

för bioackumulering (Fox *et al* 1994, Gobas *et al* 1989). Detta kan betyda att biotillgängligheten för PBDE:er minskar med ökande bromering för kongener med fler än sex bromatomer (Dodder *et al* 2002).

PBDE-halt i förhållande till ålder och kön

Det finns olika uppfattningar om huruvida PBDE-nivåerna varierar med åldern. I en studie av karp (*Cyprinus carpio*) i Hadley Lake, USA, visade det sig att koncentrationerna PCB och PBDE var högre i äldre exemplar. Även om inga slutsatser kunde dras från endast två fiskprover, ansågs det ändå värt att notera att en 3-årig karp hade en total PBDE-koncentration på 6,2 ng/g våtvikt medan motsvarande för en 8-9-årig karp i samma undersökning var 20 ng/g våtvikt (Dodder *et al* 2002). Enligt en studie som gjordes av Haglund (Haglund *et al* 1997) visades att lägst nivåer av PBDE hittades i en tvåårig strömming (*Clupea harengus*) och de högsta nivåerna hittades i en fem år gammal strömming. Strandman (Strandman *et al* 1999) fann också att PBDE-koncentrationerna i skarpsill (*Sprattus sprattus*) från Östersjön ökade med åldern på fisken (3-13 år), vilket tydligt visade på åldersrelaterad bioackumulering. Vid en undersökning av ringsälar (*Phoca hispida*) kom man däremot fram till att koncentrationen av totalPBDE och även koncentrationen av olika PBDE-kongener var lika mellan yngre och äldre ringsälar. Slutsatsen drogs därför att ”nyackumulerad” PBDE dominerar över ”historisk ackumulering” i de äldre sälarna (Ikonomou *et al* 2002).

I en undersökning av grindvalar (*Globicephala melas*) utanför Färöarnas kust 1996, befanns att PBDE-koncentrationen var 3160 respektive 3038 ng/g fettvikt i yngre hannar respektive honor, medan halten var 1610 respektive 1047 ng/g fettvikt i äldre hannar respektive honor. En förklaring till att de yngre djuren hade märkbart högre halter kan vara att honorna ger ifrån sig en del av föroreningarna med det fett som följer med i bröstmjölken. Det är också en förklaring till varför hannarna har något högre PBDE-halter än honorna. (Lindström *et al* 1999). Samma princip gäller för fiskhonor som lagrar mycket fett i rommen (Asplund pers komm).

Upptag i människa

Allmänt

Upptag av tetraBDE och pentaBDE till människa kan ske via mat, hudkontakt (BFR i polymerer i textilier) och via inandning (WHO 1994). Vid en jämförelse av PBDE i olika livsmedel kom man fram till att fisk hade i särklass högst halter (17,7-1720 pg/g våtvikt). Nivåerna är mycket lägre i grönsaker (38,4-134 pg/g våtvikt) och ännu lägre i nöt-, fläsk- och kycklingkött (6,25-63,6 pg/g våtvikt) (Ohta *et al* 2002). Den ökande användningen av pentaBDE, (se Produktion och användning) har resulterat i att man har upptäckt koncentrationer i mänsklig vävnad som är 5-10 ggr högre i befolkningen i USA än i Sverige. Inom varje population kan koncentrationerna i vävnad dock variera mer än 50 gånger mellan individer. Även BDE 209 och BDE 183 har påvisats i människoblod och kan uppenbarligen komma in i biota (Sjödén *et al* 1999) (Bilaga 2c).

Bröstmjolk

PBDE har hittats i bröstmjolk från svenska mödrar och mätbara halter i blod från svenska blodgivare har också rapporterats (Bilaga 2c) (Darnerud 2001b). Halterna är idag relativt låga, men uppvisar ett oroväckande tidsmönster med ökande halter under 1990-talet. PBDE-

analyser av bröstmjölksprover insamlade under tiden 1972-1996 vid Karolinska Institutet visar att halterna har ökat kraftigt, med en fördubbling under en 5-årsperiod (Fig 4). Fr o m 1997 har dock sjunkande halter observerats (Darnerud 2002). Eftersom PBDE är lösligt i fett, kan det ackumuleras i bröstmjölksfett och överföras till spädbarn och små barn. De kan också passera moderkakan och nå fostret (ATSDR, Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 2002). Gravida kvinnor är speciellt känsliga för sköldkörtelhormonstörningar och även spädbarn, samt foster är speciellt mottagliga även för små sköldkörtelhormonstörningar (Glinöer 1997).

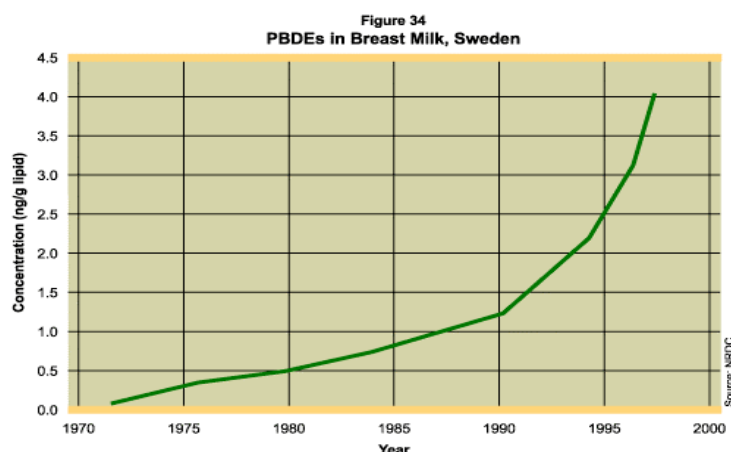


Fig 4. PBDE i bröstmjolk hos förstföderskor i Uppsala 1972-1997. (Darnerud 2001b)

Trender i miljöförekomst

Enligt Manchester-Neesvig *et al* (2001) kan PBDE-koncentrationerna i fisk relateras till befolkningstätheten där proverna tas. Ju större avstånd från direkt antropogen påverkan, desto lägre PBDE-halter (tabell 2). Det tydligaste exemplet är en studie av torsk i norra, centrala och södra Nordsjön, där skillnaden är mycket stor, från 26 ng/g våtvikt i norr till 170 ng/g våtvikt i söder. Skillnaden mellan åar och floder gentemot öppet hav kan bero på att de åar som har studerats har varit utvalda för att de rinner förbi textil- och plastindustrier, samt sop-
 tippar och därför inte är representativa för bakgrundshalter (Manchester-Neesvig *et al* 2001).

Tabell 2. Skillnader i koncentrationer av PBDE:

Lägre	Högre
Öppet hav	Åar och floder
Norra Skandinavien	Södra Skandinavien och Europa
Bottniska havet	Östersjön
Norra Nordsjön, Arktis	Södra Nordsjön

Det har märkts en ökning av PBDE:er i sediment och biota de senaste 20 åren, en ökning som befaras resultera i lika höga eller högre koncentrationer än PCB. En klar ökning av PBDE:er i sediment märktes redan 1992. Det övre lagret i en laminerad sedimentkärna från Östersjön innehöll högre halter tetraBDE och pentaBDE än djupare skikt, vilket antydde en ökad belastning av dessa ämnen (Nylund *et al* 1992). Ökningen av PBDE var tydlig från 40 mm och uppåt, med den största förändringen i de översta 20 mm, som antogs vara från början av 1980-talet (Fig 5). I de översta skikten i sedimenten var halten av tetraBDE 4-8 ggr högre än i

de undre skikten. För pentaBDE var halterna i de övre skikten 10-20 ggr högre än i de undre. Resultaten indikerade också att PBDE ökar snabbare än PCB någonsin gjort.

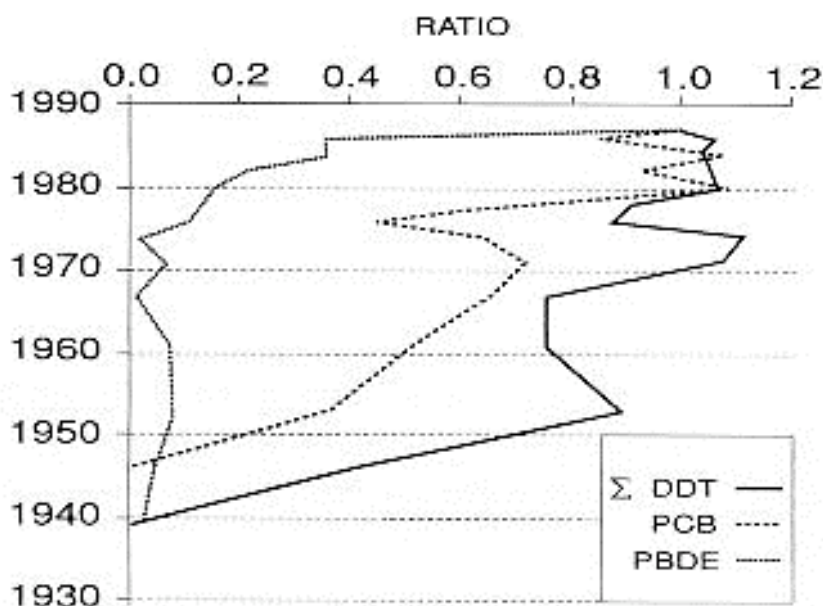


Fig 5. Ökning av PBDE relativt PCB och DDT 1940-1990 (Nylund *et al* 1992).

Till skillnad från PCB, DDT och dioxin har PBDE ökat exponentiellt sedan 1970 (Nylund *et al* 1992). En vidare ökning av PBDE har märkts över hela världen (Ikonomou *et al* 2002). Koncentrationen av PCB minskar i blodplasma och bröstmjolk i Sverige, medan PBDE har ökat 50 ggr mellan 1972-1997, från 72 till 4010 pg/g fettvikt (Norén och Meironyté 1998). Belugavalor som fångades mellan 1997 och 1999 i S:t Lawrence mynning hade 20 ggr högre PBDE-halter än 10 år tidigare (LeBeuf och Trottier 2001). I sediment i Östersjön ökade koncentrationen av PBDE markant mellan 1973 – 1990 och mellan 1980-1987 ökade de mer än sexfaldigt, från 0,44 till 2,9 ng/g organiskt material (glödgningsförlust) och nivåerna börjar bli liknande PCB:s (Nylund *et al* 1992). I ringsälar i arktiska Canada ökar nivåerna exponentiellt och dubblas vart 4-5 år. Kurvan över PBDE-koncentration i ringsälarna har samma form som den ökande produktionen av PBDE:er (Ikonomou *et al* 2002) och man befärar att PBDE-koncentrationerna i gråtrutsägg i de nordamerikanska Stora sjöarna kommer att vara samma eller högre än PCB-halterna om 10-15 år om dagens ökningshastighet fortsätter (Norstrom *et al* 2002).

Andra möjliga källor till PBDE

Det är idag välkänt att det finns PBDE:er i vår miljö, det har påvisats i ett stort antal studier över hela världen och anses som ett faktum. Åsikterna går dock isär om varifrån PBDE:erna kommer. Den allmänna meningen, som har redogjorts för ovan, är att förekomsten av PBDE:er i naturen beror på dess produktion och användning, samt läckage från soptippar och rester från sopförbränning. På forskningsnivå finns det för närvarande flera teorier som diskuteras. En teori om varför PBDE:er, och i synnerhet pentaBDE, kommit ut i naturen, är

att pentaBDE fram till sent 1980-tal användes som hydraulvätska inom kolgruveindustrin i Tyskland. Under tidigt 1990-tal användes det också på försök vid offshore oljeborrning (Renner 2000). Den nuvarande PBDE-nivån i miljön sägs också delvis vara ett resultat av läckage från den första generationen flamskyddsmedel som dumpades på soptippar för över ett decennium sedan (de Wit 2000). Det diskuteras bland forskare huruvida dekaBDE, som är den kongener som produceras mest, bryts ner i naturen till lägre bromerade kongener (Renner 2000).

Enligt Watanabe och Tatsukawa (1987b) kan dekaBDE brytas ner fotokemiskt med hjälp av solljus. Hardy (2002), däremot, menar att om så vore fallet skulle även hexa-, hepta-, okta- och nonaBDE:er finnas i miljön i lika stora mängder som tetra-, penta- och dekaBDE:er, eftersom de är metaboliter i nedbrytningen från dekaBDE till de lågbromerade kongenerna. Idag ser man mycket lite av dem, vilket antyder att en sådan nedbrytning inte sker utanför laboratorierna och därmed är förekomsten av tetra- och pentaBDE i miljön oberoende av produktionen av dekaBDE. Enligt Eriksson (pers komm) finns metaboliterna i miljön, men för att upptäcka dem krävs det mer kvalificerad laboratorieutrustning och analysmetoder än vad som finns idag. Att de inte upptäcks beror inte på att de inte existerar, utan på att man idag inte kan detektera dem.

Om man bortser från effekter av lokala utsläpp kan man normalt inte detektera högbromerade BFR i sediment (EU 2000b, WHO 1994). Däremot kan man finna detekterbara halter av lågbromerade ämnen i bakgrundsmiljön, som i Nordsjön och i Östersjön (EU 2000a, Sellström 1999). För Nordsjöns del spekuleras i om dessa skulle härröra från oljeplattformar, men det motsägs av att man också kan hitta dem i Östersjön där det inte finns några oljeplattformar. En förklaring till förekomsten av eventuella lågbromerade aromatiska ämnena i Östersjön kan vara att det där finns marina svampar som biosyntetiserar dessa naturligt (EU 2000a). De innehåller homoperoxidas, ett enzym som kan producera högbromerade metaboliter även vid de låga bromhalter som finns i havsvatten. Om dessa är en bidragande orsak till föroreningen av den marina miljön är dock oklart (Faulkner 1998).

Restriktioner

PBDE och PBB (Polybromerade bifenyler, liknar PCB med Br istället för Cl) har uppmärksamats internationellt, t e x har EU regler om att PBB inte får användas i textilier med hudkontakt. Inom OECD har branschorganisationer gjort frivilliga överenskommelser för PBDE och PBB (KEMI 1999). Miljömärkning och miljövarudeklarationer har lett till en minskad användning av PBDE och utvecklingen av bromfria alternativ går framåt. Rådet och parlamentet i EU har beslutat att inom ramen för begränsningsdirektivet förbjuda användningen och utsläppandet på marknaden av penta- och oktaBDE. Förbudet träder i kraft i mitten av 2004. En riskhanteringsstrategi för dekaBDE beräknas vara klar i mitten av 2003. Kommissionen ska därefter föreslå åtgärder för att hantera identifierade risker (KEMI 2002).

I Japan har PentaBDE successivt slutat att användas medan man i USA fortsätter produktionen av pentaBDE utan några restriktioner eller regleringar (Harner och Shoeib 2002).

Screening av PBDE i referenssjöar

Provtagning

Fisk- och sedimentprover för PBDE-analys togs från tio så kallade referenssjöar. Referenssjöarna är utvalda på grund av att de inte anses vara utsatta för någon direkt lokal påverkan från t ex industrier eller liknande, utan speglar bakgrunds nivåer. Sjöarna i denna undersökning valdes bland de referenssjöar som ingår i Naturvårdsverkets miljöövervakningsprogram. (www.ma.slu.se) Sjöarnas lägen finns presenterade i bilaga 4.

Provtagning av abborre genomfördes under september 2002. I varje sjö valdes åtta abborrar, med längder 150 mm – 200 mm. Abborrarnas längd, totalvikt, somatisk vikt, kön och reproduktiva stadium noterades. Åldersbestämning av abborrarnas gällock och otoliter gjordes av Fiskeriverkets Sötvattenslaboratorium. Analyser av PBDE:er i fiskmuskulaturen gjordes av ALcontrol i Nyköping.

I varje sjö togs sedimentprover med rörhämtare från två lokaler, en i djuphålan och en där sedimentationsbotten fanns. På varje lokal togs fem separata prov. De översta 5 cm på varje sedimentpropp sammanfördes till ett samlingsprov i en glasburk, vilken skickades samma dag i kylväska till ALcontrol.

PBDE-analys

Metoden som användes är densamma som används för bestämning av bromerade flamskyddsmedel i slam och vatten. Till PBDE-analyserna användes BDE 77 (se bilaga 1) som internstandard. De kongener som analyserades var BDE 47, BDE 85, BDE 99, BDE 100, BDE 138, BDE 153, BDE 154 och BDE 209.

Extraktion

Provet, ca 5 g, vägdes in och extraherades med hjälp av soxhlet (glasutrustning för extraktion av fast material) utrustad med vattenfrånskiljare. Internstandard tillsattes och provet extraherades med toluen i minst 18 timmar. Extraktet indunstades sedan till 2 ml.

Syraupparbetning

Till extraktet i 2 ml toluen tillsattes 2 ml konc H_2SO_4 . Provet blandades (vortexades), ultraljudsbadades och vortexades igen följt av centrifugering. Den övre toluenfasen överfördes till ett rent provrör. Toluenfasen renades sedan ytterligare genom en florisilkolonn (se ordförklaring) och indunstades till en slutvolym på 1000 μ l.

Bestämning

Bestämningen av PBDE-kongenerna skedde med hjälp av högupplösande gaskromatografi/masspektrometri (HRGC/MS) med negativ kemisk jonisation (NCI). Detektionsgränsen för analyserna var 1 ng/g för samtliga kongener utom dekaBDE, vars detektionsgräns var 2 ng/g.

Analysstörningar

Biologiska prov är komplexa och många föreningar kan förekomma som stör kromatografien. Extrakten behöver då genomgå ett extra reningssteg i form av GPC (gel-permeation cleanup). Detta gjordes för ett flertal av fiskproven.

Resultat

I ytsedimenten (0-5 cm) från de tio referenssjöarna påträffades inga PBDE-halter över detektionsgränsen (2 ng/g ts för dekaBDE, 1 ng/g för övriga PBDE-kongener). Av de totalt 73 analyserade abborrarna kunde detekterbara halter av PBDE:er endast noteras i tre av dem (tabell 3). En av fiskarna fångades i Dagarn, Västmanland, medan de två andra fångades i Övre Skärsjön, ca 8 km SV om Dagarn. Av de undersökta kongenerna kunde endast BDE 47 (2,2',4,4'-tetraBDE) och BDE 99 (2,2',4,4',5-pentaBDE) påvisas och nivåerna var endast något över detektionsgränsen. För utförlig tabell över provresultaten, se bilaga 5. Halterna av PBDE:er i övriga fiskar var samtliga under detektionsgränsen. Enligt Nina Enell på Alcontrol, som utförde analyserna, fanns det fiskar i några av sjöarna med PBDE-halter strax under detektionsgränsen, men på grund av de låga halterna är osäkerheten stor och kvantifiering medges ej.

Tabell 3. PBDE-halter i tre av 73 undersökta abborrar i tio svenska referenssjöar.

	BDE 47	BDE 99	Fetthalt	Längd	Vikt	Kön	Alder	BDE 47	BDE 99
	ng/g ts	ng/g ts	g/100g vv	mm	g	M/F	år	ng/g fettvikt	ng/g fettvikt
Dagarn	1,1	1,4	0,52	188	65	F	5+	40,2	51,2
Övre Skärsjön	1,6	1,4	0,53	192	70	F	9+	58,9	51,5
Övre Skärsjön	< dg	1,1	0,78	179	53	F	8+	< 25,6	28,2
Median övriga	< dg	< dg	0,66	177	54	77,5% F	5	< dg	< dg

Eftersom materialet är mycket knapphändigt är det omöjligt att se något tydligt samband mellan PBDE-halt och fetthalt, längd, vikt, kön eller ålder på grund av att det statistiska underlaget är för litet.

Diskussion

Nivåerna av PBDE:er i Dagarn och Övre Skärsjön kan bero på att luftburna partiklar fört med sig PBDE:er med nederbörden. Enligt Gunilla Alm på Länsstyrelsen i Västmanland finns ingen industri som hanterar PBDE:er i närheten av de två sjöarna, vilket tyder på att det inte finns någon direkt lokal påverkan. Det finns inte heller någon deponi i närheten av sjöarna enligt Henrik Dahlstrand på Skinnskattebergs kommun. Runt sjöarna finns det gamla gruvhål som inte används idag. Eventuellt kan pentaBDE ha använts som hydraulvätska vid borrhål, såsom i Tyskland på sjuttioalet (Renner 2000), men det är dock troligast att det endast rör sig om någon form av bakgrundsbelastning då halterna inte avviker nämnvärt från övriga sjöar.

En orsak till de knapphändiga resultaten i denna undersökning är att detektionsgränsen är förhållandevis hög. Om detektionsgränsen hade varit 0,1 ng/g ts eller 1 ng/g fett hade troligen fler prover kunnat påvisas ha mätbara halter PBDE:er. Det hade dock krävt samlingsprov av flera fiskar för att komma upp i mätbara nivåer. Samlingsprover har fördelen att en större mängd material analyseras, vilket ger att de sammanlagda mängderna blir högre och därmed kan detektionsgränsen per gram bli lägre. Vid ett samlingsprov är det dock svårare att ta hänsyn till samvarierande faktorer såsom ålder, kön, födoval och storlek mm då detta kräver individprov eller mycket specificerade grupper av individprov, t ex samma storlek och födoval.

Att analysvaren är över detektionsgränsen betyder inte att de är 100% korrekta. Mätosäkerheten vid detektionsgränsen är c:a 25%. Det betyder att 1,1 ng/g ts sannolikt ligger inom

intervallet 0,85 – 1,35 ng/g ts (förutsatt att 1,1 representerar medianvärdet). Enligt Nina Enell på Alcontrol fanns det några sjöar med prover som hade halter strax under detektionsgränsen. Att en del hamnade över och en del under detektionsgränsen kan antas bero på slumpmässig variation. Dagarn och Övre Skärsjön behöver inte vara unika bland provtagningsjöarna trots att analysresultaten i denna undersökning ger det intrycket.

Halterna av PBDE:er i denna undersökning stämmer väl överens med tidigare undersökningar. Bakgrundshalterna i svensk natur är nära eller under detektionsgränserna (Andersson och Blomkvist 1981 Bilaga 2a, Schelander 2002 Bilaga 2b), något som får betraktas som låga halter. De skiljer sig markant från områden där undersökningar har gjorts på förekommen anledning, d v s där det har funnits misstankar om en lokal föroreningskälla. Nivåerna PBDE:er i förorenade områden är upp till flera magnituder högre än i områden utan lokal påverkan. ”Screening”-undersökningar av fisk har gjorts vid bl a Bohuskusten (Schelander 2002), medan specifika undersökningar av fisk i förorenade områden har gjorts kring Bengtsbrohöljen och Viskan, kända för sina industrier och förorenade marker (Sellström *et al* 1993, Sellström *et al* 1998a, tabell 4, samt bilaga 2a och 2b).

Tabell 4. PBDE-halter i ”bakgrundsområden” respektive förorenade områden (se vidare bilaga 2a och 2b). OBS olika beräkningsbas.

Ej förorenat område		BDE 47	BDE 99	BDE 100
		ng/g ts	ng/g ts	ng/g ts
Bohuskusten	Tånglake	0,37	0,18	< 0,05
Bohuskusten	Tånglake	0,23	0,14	< 0,05
Bohuskusten	Tånglake	0,22	0,16	< 0,05
Bohuskusten	Tånglake	0,21	0,14	< 0,05
Bohuskusten	Tånglake	< 0,05	0,12	< 0,05
Bohuskusten	Torsk	20	2,5	4
Bohuskusten	Torsk	< 0,05	0,11	< 0,05
Bohuskusten	Torsk	< 0,05	0,16	2
Bohuskusten	Torsk	9	0,33	2
Bohuskusten	Torsk	10	0,67	< 0,05

Förorenade områden		BDE 47	BDE 99	BDE 100
		ng/g fett	ng/g fett	ng/g fett
Viskan	Brax	230	1,8	11
Viskan	Brax	680	1,9	36
Häggån	Gädda	5900	860	620
Viskan	Gädda	1800	61	160
Viskan	Abborre	22000	7300	3400
Häggån	Abborre	2000	300	220
Kesnacksälven	Lax	380	430	140
Bengtsbrohöljen	Lax	99	94	32
Kesnacksälven	Lax	120	94	30
Bengtsbrohöljen	Lax	210	160	62
Skifors	Lax	160	47	34
Kesnacksälven	Gädda	81	57	33
Bengtsfors	Gädda	77	44	22

Syftet med undersökningen är viktigt då man bestämmer om resultaten ska noteras i ng/g fett, ng/g ts eller ng/g vv. Det är i fettet det bioackumulerbara miljögiftet fastnar och koncentreras, varför det kan vara mest intressant att ge resultaten i ng/g fett. Det är också fördelaktigt då

man önskar jämföra PBDE-halter mellan magra och feta djur. Olika individer med samma halt PBDE:er per torrviktsenhet kan visa sig ha olika halter PBDE:er per fettvikt beroende på om de har mycket eller lite fett. Ur konsumtionshänseende är ng/g våtvikt mest intressant eftersom man oftast äter hela fiskmuskeln. Då kan ng/g fett eller ng/g ts upplevas som alltför abstrakt.

Upptag av PBDE:er i fisk i allmänhet kan antas ske via födan. Svårigheten med abborre är att abborren under sitt liv kan befinna sig på tre olika trofinivåer, då de generellt sett äter zooplankton, bottenfauna och småfisk (Persson 2000). De kan också variera mellan de olika födovalen, vilket gör det mycket svårt att jämföra dem, samt bedöma varifrån de upptar olika varianter av PBDE:er. Även om två abborrar lever i samma sjö kan födovalet orsaka svårutredda variationer.

Det har även gjorts undersökningar i slam vid ett flertal olika reningsanläggningar runt om i Sverige där höga halter har kunnat påvisas (Nylund *et al* 2002 bilaga 2e). DekabDE är den kongener som tydligast visar på skillnader mellan ”bakgrundsområden” och förorenade områden i undersökningar av sediment och slam. DekabDE återfinns knappast i bakgrundsundersökningar, medan den förekommer i relativt höga halter i förorenade sediment nära industrier och i slam från reningsverk. Orsaken till detta är att dekabDE är hårt bundet till partiklar och därmed inte transporteras bort i någon större utsträckning från föroreningskällan med vatten eller luft.

Antagandet styrks också av att dekabDE finns i halter liknande BDE 47:s vid undersökningar av slam. DekabDE återfinns ofta i avloppsslam eller sediment (i vattendrag nära industrier och reningsverk), vilket visats från både svenska och nordamerikanska studier. Sediment nära tung industri (Sellström *et al* 1998a) innehåller dekabDE-halter upp till 12 000 ng/g organiskt material, detsamma gäller för avloppsslam (Nylund *et al* 2002) med dekabDE-halter upp till 1000 ng/g ts. I sediment från Östersjön (de Wit 2000), på långt avstånd från direkt lokal påverkan, har däremot ingen dekabDE noterats. Liknande gäller enligt Hale (*et al* 2002) i USA där sediment i en å nedströms en skumfabrik inte uppvisade några detekterbara halter av dekabDE, till skillnad från en studie av avloppsslam där dekabDE kunde uppmätas till 1470 ng/g ts (Bilaga 2d och 2e).

Att dekabDE inte finns i stora mängder i fisk beror troligen på att det är starkt bundet till sedimentpartiklar och därigenom mindre biotillgängligt. En förklaring till de dekabDE-halter som trots detta har kunnat noteras i t e x pilgrimsfalksägg och människor är att dekabDE är lipofilt, vilket medför att det ackumuleras i fett och sedan biokoncentreras ju högre upp i trofinivå det kommer. Upptagseffektiviteten är mycket låg för dekabDE (Kierkegaard *et al* 1999), men det som ansamlas i många små fiskar kan resultera i en högre koncentration av dekabDE i rovdjur högre upp i trofinivå, såsom människor. Det är därför mycket viktigt att ta dessa undersökningar av bromerade flamskyddsmedel på allvar, för att kunna förhindra framtida eventuella skadeeffekter.

Rekommendationer inför fortsatta undersökningar

Det behövs ytterligare forskning om PBDE:er för att kunna visa dess eventuella påverkan på biota i vår miljö, till exempel om vad som händer vid långvarig exponering. Skadeeffekter av framförallt pentaBDE har främst kunnat påvisas i laboratoriemiljö med höga doser under relativt kort tid. För att inte bli överraskade av en skandal liknande PCB eller DDT bör framtida undersökningar fortsätta att genomföras över hela landet och med uppmärksamheten riktad mot effekter på biota.

- I undersökningen finns endast en nord-sydlig gradient över sjöarna. En öst-västlig gradient är önskvärd, bland annat för att studera om PBDE:er, liksom många andra miljöföroreningar, kommer med de vanligen dominerande sydvästliga vindarna eller om det finns andra faktorer som spelar roll i transporten i luft av lågbromerade PBDE:er. Någon sjö ännu längre norrut bör också vara med för att undersökningen ska representera hela landet.
- Sjöarna som undersöks bör ha större geografisk spridning. I denna undersökning förekom två mycket näraliggande sjöar. Det är relevant vid en jämförelse mellan lokaler uppströms och nedströms en tung industri, men inte i en screeningundersökning.
- Detektionsgränsen bör vara lägre än 1,0 ng/g ts (motsvarar c:a 30 ng/g fett vid en fetthalt på 0,65 g/ 100 g vv, medianvärde för de undersökta abborrarna) för att lägre halter ska kunna upptäckas. Alternativen är 0,1 ng/g torrsubstans eller 1 ng/g fett.
- Som redan nämnts är det lättare att ur forskningssynpunkt jämföra fiskar med olika fetthalt om resultaten ges i ng/g fett istället för ng/g ts, då det annars behövs omräkning via fetthalten. Eftersom PBDE:er fastnar i fett är det mest relevant att presentera resultatet därefter.
- Andra bromerade flamskyddsmedel som nämns i ett flertal forskningsartiklar är HBCD och TBBPA. De förekommer också i svensk miljö, är lika PBDE:er till strukturen, har liknande användningsområden och ger troligen liknande skadeeffekter, varför de bör undersökas i samma utsträckning som PBDE:er.

Referenser

Skriftliga referenser

Allchin C. R., Law R. J., Morris S., 1999. *PBDE in sediments and biota downstream of potential sources in the UK*. Environmental Pollution 105:197-207

Andersson Ö., Blomkvist G., 1981. *Polybrominated aromatic pollutants found in fish in Sweden*. Chemosphere vol 10 no 9: 1051-1060

Arias P. 1992. *Report to the Organization for Economic Cooperation and Development (OECD)*, Brussels, Belgium.

Arnér M., Nilsson Ö., 2002. *Dokumentation av sedimentundersökningar i Djupasjön, Guttasjön, övre och nedre Rydboholmsdammen, Bilaga 10* (tillgänglig via www.o.lst.se/projekt/viskan/default). J&W Energi och miljö, avd Mark och Vatten, Stockholm 2002.

Bergman Å., 1998. Brev till Livsmedelsverket, Dnr 342-518-98

Bergman Å., Athanasiadou M., Klasson-Wehler E., Sjödin A., 1999. *Polybrominated Environmental Pollutants: Human and Wildlife Exposures*. Organohalogen Compounds vol 43: 89-92

Bieniek D., Bahadir M., Korte F., 1989. *Formation of heterocyclic hazardous compounds by thermal degradation of organic compounds*. Heterocycles 28:719

de Boer J., de Boer K., Boon J. P., 2000. *The handbook of environmental chemistry – Polybrominated Biphenyls and Diphenylethers*. The handbook of Environmental Chemistry vol 3, part K. New types of persistent halogenated compounds (ed. by J Paasivirta). © Springer Verlag Berlin, Heidelberg 2000

de Boer J., Allchin C. R., 2001b. *An indication of temporal trends in environmental PBDE levels in Europe* Organohalogen Compounds 52: 13-17

Boon J. P., Lewis W. E., Tjoen-A-Choy M. R., Allchin C. R., Law R. J. de Boer J., ten Hallers-Tjabbes C. C., Zegers B. N., 2002. *Levels of Polybrominated Diphenyl Ether (PBDE) Flame Retardants (FR) in Animals Representing Different Trophic Levels of the North Sea Food Web*. Environmental Science and Technology 36: 4025-4032

de Carlo V. J., 1979. *Studies on brominated chemicals in the environment*. Annals of the New York Academy of Sciences, 320: 678-681

Darnerud P. O., Eriksen G. S., Jóhannesson T., Larsen P. B., Viluksela M., 2001a. *PBDE: Occurrence, dietary exposure and toxicology*. Environmental Health Perspectives vol 109, suppl. 1: 49-68

Dodder N. G., Strandberg B., Hites R., 2002. *Concentrations and spatial variations of PBDE and several organochlorine compounds in fishes from the northeastern United States*. Environmental Science and Technology 36: 146-151

Eriksson P., Jakobsson E., Fredriksson A., 1998. *Developmental neurotoxicity of brominated flame-retardants, polybrominated diphenyl ethers and tetrabromo-bis-phenol A*. Organohalogen Compounds 35: 375-377

Eriksson J., Jakobsson E., Marsh G., Bergman Å., 2001. *Photodecomposition of brominated diphenyl ethers in methanol/water*. In: *The Second International Workshop on Brominated Flame Retardants*, pp 203-206, May 14-16. BFR 2001 Stockholm. Stockholm University, Sweden

EU 2000a Existing Substances Regulation 793/93/EEC. Diphenyl ether, pentabromo derivative. CAS no 32534-81-9. EINECS no 251-084-2

EU 2000b Existing Substances Regulation 793/93/EEC. Octabromodiphenyl ether. CAS no 32536-52-0. EINECS no 251-087-9

Faulkner D. J., 1998. *Naturally occurring brominated compounds*. In: *Proceedings of a Workshop on Brominated Flame Retardants*, Skokloster, Sweden.

Fox K., Zauke G-P., Butte W., 1994. *Kinetics of bioconcentration and clearance of 28 polychlorinated biphenyl congeners in zebrafish (Brachydanio rerio)*. Ecotoxicology and Environmental Safety 28: 99-109

Glinioer D., 1997. *The regulation of thyroid function in pregnancy: pathways of endocrine adaptation from physiology to pathology*. Endocrine Reviews 18: 404-433

Gobas F. A. P. C., Clark K. E., Shiu W. Y., Mackay D., 1989. *Bioconcentration of polybrominated benzenes and biphenyls and related superhydrophobic chemicals in fish: Role of bioavailability and elimination into the feces*. Environmental Toxicology and Chemistry 8: 231-245

Haglund P. S., Zook D. R., Buser H-R., Hu J. 1997. *Identification and Quantification of Polybrominated Diphenyl Ethers and Methoxy-Olybrominated Diphenyl Ethers in Baltic biota*. Environmental Science and Technology 31:3281-3287

Hagmar L., Jakobsson K., Thuresson K., Rylander L., Sjödin A., Bergman Å., 2000. *Computer technicians are occupationally exposed to polybrominated diphenyl ethers and tetrabromobisphenol A*. Organohalogen Compounds 47: 202-205

Hale R.C., la Guardia M. J., Harvey E. P., Mainor T. M., Duff W. H., Gaylor W. O., 2001. *Polybrominated Diphenyl Ether Flame Retardants in Virginia freshwater fishes (USA)*. Environmental Science and Technology vol 35 no 23: 4585-4591

Hale R. C., la Guardia M. J., Harvey E. P., Mainor T. M., 2002. *Potential role of retardant-treated polyurethane foam as a source of brominated diphenyl ethers to the US environment*. Chemosphere 46: 729-735

Hardy M., 2000. *Properties of the major commercial PBDPO flame retardant, DBPDO in comparison to PBB and PCB*. Organohalogen Compounds 47: 233-236

- Hardy M. L., 2002. *The toxicology of the three commercial polybrominated diphenyl oxide (ether) flame retardants*. Chemosphere 46: 757-777
- Harner T., Shoeib M., 2002. *Measurements of Octanol – Air Coefficients (K_{OA}) for Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs): Predicting Partitioning in the Environment*. Journal of Chemistry and Engineering Data 47: 228-232
- Hellström T., 2000. *Bromerade flamskyddsmedel (PBDE och PBB) i slam – ett problem?* VAV M 113, Svenskt Vatten, april 2000.
- Hooper K., McDonald T. A., 2000. *The PBDEs: An Emerging Environmental Challenge and Another Reason for Breast-Milk Monitoring Programs*. Environmental Health Perspectives vol 108 no 5: 387-392
- Ikonomou M. G., Rayne S., Addison R. F., 2002. *Exponential Increases of the Brominated Flame Retardants, Polybrominated Diphenyl Ethers, in the Canadian Arctic from 1981 to 2000*. Environmental Science and Technology 36: 1886-1892
- Jakobsson E., Hu J., Marsh G., Eriksson L., 1996. *Synthesis and characterization of twenty-eight brominated diphenyl ethers*. Organohalogen Compounds 28: 463-468
- Jansson B., Asplund L., Olsson O., 1987. *Brominated fire retardants – ubiquitous environmental pollutants?* Chemosphere 16: 2343-2349
- KEMI, Kemikalieinspektionen, 1999. *Avveckling av PBDE och PBB – Rapport från ett regeringsuppdrag*. Kemikalieinspektionen 1999-03-15.
- KEMI, Kemikalieinspektionen, 2002. *Rapport av ett regeringsuppdrag: Bromerade flamskyddsmedel – Förutsättningar för ett nationellt förbud*. Kemikalieinspektionen 2002-12-20
- Kierkegaard A., Balk L., Tjärnlund U., de Wit C., Jansson B., 1999. *Dietary uptake and biological effects of decaBDE in rainbow trout (Oncorhynchus mykiss)*. Environmental Science and Technology 33: 1612-1617
- Larson R. A., Weber E. J., 1994. *Reaction mechanisms in environmental organic chemistry*. Lewis publishers Inc.
- Lassen C., Lökke S., Andersen L. I., 1999. *Brominated Flame Retardants, Substance Flow Analysis and Assessment of Alternatives*. Environmental Project, 494. 221 DEPA, Danish Environmental Protection Agency, ISBN 87-7909-415-5.
- Law R. J., Allchin C. R., Bennett M. E., Morris S., Rogan E., 2002. *Polybrominated Diphenyl Ethers in two species of marine top predators from England and Wales*. Chemosphere 46: 673-681
- LeBeuf M & Trottier S., 2001. *The relationship between age and levels of polybrominated diphenyl ethers in Beluga Whales from the St Lawrence estuary, Canada*. Organohalogen Compounds 52: 22-26.

- Lindström G., Wingfors H., Dam M., v Bavel B., 1999. *Identification of 19 polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in long-finned pilot whale (Globicephala melas) from the Atlantic*. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 36: 355-363
- Luross J. M., Alae M., Sergeant D. B., Cannon C. M., Whittle D. M., Solomon K. R., Muir D. C. G., 2002. *Spatial distribution of polybrominated diphenyl ethers and polybrominated biphenyls in lake trout from the Laurentian Great Lakes*. Chemosphere 46: 665-672
- Lyman W. J. et al 1982. Handbook of chemical property estimation methods (chap 7). McGraw-Hill, NY.
- Manchester-Neesvig J. B., Valters K., Sonzogni W. C., 2001. *Comparison of Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs) and Polychlorinated Biphenyls (PCBs) in Lake Michigan Salmonids*. Environmental Science and Technology 35: 1072-1077
- Marsh G., Hu J., Jakobsson E., Rahm S., Bergman Å., 1999. *Synthesis and Characterization of 32 Polybrominated Diphenyl Ethers*. Environmental Science and Technology 33: 3033-3037
- McDonald T., 2002. *A perspective of the potential health risks of PBDEs*. Chemosphere 46: 745-755
- Meerts I. A. T. M. Lujiks E. A. C., Marsh G., Jakobsson E., Bergman Å., Brouwer A., 1998. *Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) as Ah-receptor agonists and antagonists*. Organohalogen Compounds 37: 147-150
- Mumma C. E., Wallace D. D., 1975. *Survey of industrial processing data. Task II: Pollution potential of polybrominated biphenyls*. Washington, DC, US Environmental Protection Agency.
- NAP, National Academy Press, 2000. *Toxicological Risks of Selected Flame-Retardant Chemicals*. Subcommittee on Flame-Retardant Chemicals, Committee on Toxicology, National Research Council. Washington, DC, 2000.
- Norén K., Meironyté D., 1998. *Contaminants in Swedish human milk. Decreasing levels of organochlorine and increasing levels of organobromine compounds*. Organohalogen Compounds 38: 1-4
- Norris J. M., Kociba R., J., Schwetz B. A., Rose J. Q., Humiston C. G., Jewett G. L., Gehring P. J., Mailhes J. B., 1975. *Toxicology of Octabromodiphenyl and Decabromodiphenyl Oxide*. Environmental Health Perspectives 11: 153-161
- Norstrom R. J., Simon M., Moisey J., Wakeford B., Chip Weseloh D. V., 2002. *Geographical Distribution (2000) and Temporal Trends of Brominated Diphenyl Ethers in Great Lakes Herring Gull eggs*. Environmental Science and Technology vol 36 no 22: 4783-4789
- Nylund K., Asplund L., Jansson B., Jonsson P., Litzén. Sellström U., 1992. *Analysis of some polyhalogenated organic pollutants in sediment and sewage sludge*. Chemosphere vol 24 no 12: 1721-1730

Nylund K., Haglund M., Berggren D., Kierkegaard A., Allan A., Asplund L., de Wit C., 2002. *Bromerade flamskyddsmedel i avloppsslam*. Swedish Environmental Protection Agency report no 5188.

OECD, 1994. Risk reduction monograph no 3: *Selected brominated flame retardants*. Monograph Series No 97, OECD, Paris, France.

Ohta S., Ishizuka D., Nishimura H., Nakao T., Aozasa O., Shimidzu Y., Ochiai F., Kida T., Nishi M., Miyata H., 2002. *Comparison of polybrominated diphenyl ethers in fish, vegetables and meats and levels in human milk of nursing women in Japan*. Chemosphere 46: 689-696

Palm A., 2001. *The Environmental Fate of Polybrominated Diphenyl Ethers in the Center of Stockholm – Assessment Using a Multimedia Fugacity Model*. IVL report 1400.

Palm A., Cousins I. T., Mackay D., Tysklind M., Metcalfe C., Alaee M., 2002. *Assessing the environmental fate of chemicals of emerging concern: a case study of the polybrominated diphenyl ethers*. Environmental Pollution 117: 195-213

Persson L., Byström P., Wahlström E., 2000. *Cannibalism and competition in eurasian perch: population dynamics of an ontogenetic omnivore*. Ecology 81(4): 1058-1071.

Pijnenburg A. M. C. M., Everts J. W., de Boer J., Boon J. P., 1995. *Polybrominated biphenyl and diphenylether flame retardants: analysis, toxicity and environmental occurrence*. Reviews of Environmental Contamination and Toxicology 141: 1-26

Porterfield S. P., Hendric C. E., 1993. *The Role of Thyroid Hormones in Prenatal and Neonatal Neurological Development – Current Perspectives*. Endocrine Reviews, 14: 94-106

Price D., 1989. *Proceedings from the Workshop in Brominated Aromatic Flame Retardants*, Solna, Sweden, Oct 24-26, Swedish National Chemicals Inspectorate 1989; 13-23

Rahman F., Langford K. H., Scrimshaw M. D., Lester J. N., 2001. *Polybrominated diphenyl ether (PBDE) flame retardants*. The Science of the Total Environment 275: 1-17

Renner R., 2000. *What fate for Brominated Fire Retardants?* Environmental Science and Technology vol 34: 222A-226

Rice C. P., Chernyak S. M., Begnoche L., Quintal R., Hickey J., 2002. *Comparisons of PBDE composition and concentration in fish collected from the Detroit river, MI and Des Plaines River, IL*. Chemosphere 49: 731-737

ter Schure A. F. H., Larsson P., 2001. *Atmospheric levels and decomposition of polybrominated diphenyl ethers in Southern Sweden*. 11th Annual Meeting of SETAC Europe, 6-10 May, Madrid, Spain.

ter Schure A. F. H., Larsson P., 2002. *Polybrominated diphenyl ethers in precipitation in Southern Sweden (Skåne, Lund)*. Atmospheric Environment 36: 4015-4022

- Sellström U., Jansson B., Kierkegaard A., de Wit C., 1993. *Polybrominated diphenyl ethers (PBDE) in biological samples from the Swedish environment*. Chemosphere vol 26 no 9: 1703-1718
- Sellström U., Kierkegaard A., de Wit C., Jansson B., 1998a. *Polybrominated diphenyl ethers and hexabromocyclododecane in sediment and fish from a Swedish river*. Environmental Toxicology and Chemistry vol 17 no 6: 1065-1072
- Sellström U., Söderström G., de Wit C., Tysklind M., 1998b. *Photolytic debromination of decabromodiphenyl ether (DeBDE)*. Organohalogen Compounds 35: 447-450
- Sellström U., Lindberg P., Häggberg L., de Wit C., 2001. *Bromerade flamskyddsmedel (PBDEs) funna i ägg av pilgrimsfalkar (Falco peregrinus) häckande i Sverige*. Rapport Bromsve80402, Svenska Naturskyddsföreningen/TCO-Utveckling AB, Stockholm
- Sellström U., 1999. *Determination of Some Polybrominated Flame Retardants in Biota, Sediment and Sewage Sludge*. Doctoral Dissertation, Environmental Chemistry, Stockholm University.
- Sjödin A, Jakobsson E, Kierkegaard A., Marsh G., Sellström U. J., 1998. *Gas chromatographic identification and quantitation of polybrominated diphenyl ethers in a commercial product, Bromkal 70-5DE*. Journal of Chromatography A, 822: 83-89.
- Sjödin A., Hagmar L., Klasson-Wehler E., Kronholm-Diab K., Jakobsson E., Bergman Å., 1999. *Flame retardant exposure – polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in blood from Swedish workers*. Environmental Health Perspectives 107: 643-648
- Stafford C. J., 1983. *Halogenated diphenyl ethers identified in avian tissues and eggs by GC/MS*. Chemosphere 12, 1487-1495
- Strandberg B., Dodder N. G., Basu I., Hites R. A., 2001. *Concentrations and spatial variations of polybrominated diphenyl ethers and other organohalogen compounds in Great Lakes air*. Environmental Science and Technology, 35: 1078-1083.
- Strandman T., Koistinen J., Kiviranta H., Vuorinen P. J., Tuomisto J., Tuomisto J., Vartiainen T 1999. *Levels of some polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in fish and human adipose tissue in Finland*. Organohalogen Compounds 40: 255-358
- Watanabe O., Kashimoto T., Tatsukawa R., 1987a. *Polybrominated diphenyl ethers in marine fish, shellfish and reiver and marine sediments in Japan*. Chemosphere 16: 2389-2396
- Watanabe I., Tatsukawa R., 1987b. *Formation of brominated dibenzofurans from the photolysis of flame retardant decabromobiphenyl ether in hexane solution by UV and sunlight*. Bull Environ Contam Toxicol 39: 953-959
- de Wit C. A., 2000. *Brominated flame retardants*. Swedish Environmental Protection Agency report no 5065.
- de Wit C. A., 2002. *An overview of brominated flame retardants in the environment*. Chemosphere 46: 583-624

WHO/ICPS, 1994. *Environmental Health Criteria 162: Polybrominated Diphenyl Ethers*. World Health Organization, Geneva.

Örn U., Eriksson L., Jakobsson E., Bergman Å., 1996. *Synthesis and characterization of polybrominated diphenyl ethers – Unlabelled and radiolabelled tetra-, penta- and hexabromodiphenyl ethers*. Acta Chemica Scandinavica 50: 802-807

Örn U., 1997. *Synthesis of polybrominated diphenyl ethers and metabolism of 2,2',4,4'-tetrabromo[¹⁴C]diphenyl ether*. Fil. Lic. thesis, Department of Environmental Chemistry, Stockholm University

Örn U., Klasson-Wehler E., 1998. *Metabolism of 2, 2',4,4'-tetrabromodiphenyl ether in rat and mouse*. Xenobiotica 28(2): 199-211

Referenser från internet

ATSDR, Agency for toxic substances and disease registry. 2002. Fact sheet september 2002. Polybrominated biphenyls and polybrominated diphenyl ethers. www.atsdr.cdc.gov

Darnerud P. O., 2001b. *Sakrapport till miljöövervakningen: Organiska miljögifter i bröstmjolk från Uppsala, 2000-2001*.
www.naturvardsverket.se/dokument/mo/modok/export/brostmjolk.pdf 021004

Darnerud P. O., 2002. *Bromerade flamskyddsmedel – de finns överallt i miljön och halterna stiger*. [www.slv.se/templatesSLV/SLV Page 4677.asp](http://www.slv.se/templatesSLV/SLV_Page_4677.asp) 021025

EPA, US Environmental Protection Agency, 1998. *Assessment of thyroid follicular cell tumors*. US EPA, Risk Assessment Forum, Washington DC. EPA/630/R-97/002, March 1998. <http://cfpub.epa.gov/ncea/cfm/recordisplay.cfm?deid=13102> 2003-01-14

Schelander 2002, Bohuskustens vattenvårdsförbund, www.bvvf.com

Muntliga referenser

Asplund, Lillemor, Forskningsledare, Institutet för tillämpad miljöforskning, Stockholms universitet

Enell, Nina, Fil Mag Analytisk kemi, Alcontrol

Eriksson, Per, tf. univ.lekt. Institutionen för evolutionsbiologi, Ekotoxikologi, Uppsala universitet

Bilaga 1. Lista över kända PBDE-kongener

Namn	Kongener-nr	Referens
2-bromodiphenyl ether	BDE-1	Jakobsson et al. (1996), Marsh et al. (1999)
3-bromodiphenyl ether	BDE-2	Jakobsson et al. (1996), Marsh et al. (1999)
4-bromodiphenyl ether	BDE-3	Jakobsson et al. (1996), Marsh et al. (1999)
2,4-DiBDE	BDE-7	Jakobsson et al. (1996), Marsh et al. (1999)
2,4'-DiBDE	BDE-8	Jakobsson et al. (1996), Marsh et al. (1999)
2,6-DiBDE	BDE-10	Jakobsson et al. (1996), Marsh et al. (1999)
3,4-DiBDE	BDE-12	Jakobsson et al. (1996), Marsh et al. (1999)
3,4'-DiBDE	BDE-13	Jakobsson et al. (1996), Marsh et al. (1999)
4,4-DiBDE	BDE-15	Jakobsson et al. (1996), Marsh et al. (1999)
2,2',4-TrBDE	BDE-17	Jakobsson et al. (1996), Marsh et al. (1999)
2,3',4-TrBDE	BDE-25	Jakobsson et al. (1996), Marsh et al. (1999)
2,4,4'-TrBDE	BDE-28	Jakobsson et al. (1996), Marsh et al. (1999)
2,4,6-TrBDE	BDE-30	Jakobsson et al. (1996), Marsh et al. (1999)
2,4',6-TrBDE	BDE-32	Jakobsson et al. (1996), Marsh et al. (1999)
2',3,4-TrBDE	BDE-33	Jakobsson et al. (1996), Marsh et al. (1999)
3,3',4-TrBDE	BDE-35	Jakobsson et al. (1996), Marsh et al. (1999)
3,4,4'-TrBDE	BDE-37	Jakobsson et al. (1996), Marsh et al. (1999)
2,2',4,4'-TeBDE	BDE-47	Jakobsson et al. (1996), Örn et al. (1996), Örn (1997), Marsh et al. (1999)
2,2',4,5',-TeBDE	BDE-49	Marsh et al. (1999)
2,2',4,6'-TeBDE	BDE-51	Jakobsson et al. (1996), Marsh et al. (1999)
2,3',4,4'-TeBDE	BDE-66	Jakobsson et al. (1996), Marsh et al. (1999)
2,3',4',6-TeBDE	BDE-71	Jakobsson et al. (1996), Marsh et al. (1999)
2,4,4',6-TeBDE	BDE-75	Jakobsson et al. (1996), Marsh et al. (1999)
3,3',4,4'-TeBDE	BDE-77	Marsh et al. (1999)
2,2',3,4,4'-PeBDE	BDE-85	Örn et al. (1996)
2,2',4,4',5-PeBDE	BDE-99	Örn et al. (1996)
2,2',4,4',6-PeBDE	BDE100	Jakobsson et al. (1996), Marsh et al. (1999)
2,3,4,5,6-PeBDE	BDE-116	Jakobsson et al. (1996), Örn (1997), Marsh et al. (1999)
2,3',4,4',6-PeBDE	BDE-119	Jakobsson et al. (1996), Marsh et al. (1999)
2,2',3,3',4,4'-HxBDE	BDE-128	Örn et al. (1996), Örn (1997)
2,2',3,4,4',5'-HxBDE	BDE-138	Örn et al. (1996), Örn (1997)
2,2',3,4,4',6-HxBDE	BDE-140	Marsh et al. (1999)
2,2',4,4',5,5'-HxBDE	BDE-153	Örn et al. (1996), Örn (1997)
2,2',4,4',5,6'-HxBDE	BDE-154	Marsh et al. (1999)
2,3,4,4',5,6-HxBDE	BDE-166	Jakobsson et al. (1996), Marsh et al. (1999)
2,2',3,4,4',5,6-HpBDE	BDE-181	Jakobsson et al. (1996), Marsh et al. (1999)
2,3,3',4,4',5,6-HpBDE	BDE190	Jakobsson et al. (1996), Marsh et al. (1999)
2,2',3,3',4,4',5,5',6,6'-DeBDE	BDE-209	

Bilaga 2a. PBDE i sötvattensfisk

Lokal	Land	Datum	Referens	Fisk i sötvatten	enhet	BDE 47	BDE 66	BDE 71	BDE 79	BDE 83	BDE 85	BDE 99	BDE 100	BDE 153	BDE 154	BDE 181	BDE 183	BDE 190	BDE 209	ng/g ww totPBDE	ng/g lw totPBDE	% fett	Vikt (g)	Längd (cm)	Kön M/F
Viskan River	Sverige	1980	Manchester-Neesvig 2001	Eel muscle	ng/g vv															215					
	Sverige	1981	Manchester-Neesvig 2001	Pike muscle	ng/g vv															124					
	Viskan River	1981	Manchester-Neesvig 2001	Pike liver	ng/g vv															9680					
	Lake Storvindeln, Lappland	Sverige	1986	Manchester-Neesvig 2001	Whitefish (muscle)	ng/g vv														0.2					
Lake Vättern	Sverige	1987	Manchester-Neesvig 2001	Arctic char (muscle)	ng/g vv															27					
	Sverige, olika lokaler	1982-1986	Manchester-Neesvig 2001	Osprey muscle	ng/g vv															86					
Urneälven	Sverige	1991	Manchester-Neesvig 2001	Salmon muscle	ng/g vv															297					
	Viskan River	1995	Manchester-Neesvig 2001	Pike muscle	ng/g vv															358					
Viskan-Klosterfjorden	Sverige	1981	Andersson 1981	Pike (muscle)	ng/g fett																nd	0.63			
	Sverige	1981	Andersson 1981	Pike (liver)	ng/g fett																nd	5.8			
	Viskan-Klosterfjorden	Sverige	1981	Andersson 1981	Eel	ng/g fett															nd	24			
	Viskan-Klosterfjorden	Sverige	1981	Andersson 1981	Pike (liver)	ng/g fett															nd	5.8			
Viskan-Klosterfjorden	Sverige	1981	Andersson 1981	Pike (muscle)	ng/g fett																24	0.52			
	Sverige	1981	Andersson 1981	Pike (liver)	ng/g fett																88	11			
	Viskan-Klosterfjorden	Sverige	1981	Andersson 1981	Bream	ng/g fett															9.7	1.5			
	Viskan-Klosterfjorden	Sverige	1981	Andersson 1981	Tench	ng/g fett															0.95	5.3			
Viskan-Klosterfjorden	Sverige	1981	Andersson 1981	Eel	ng/g fett																16	8.6			
	Sverige	1981	Andersson 1981	Eel	ng/g fett																4.3	5			
	Viskan-Klosterfjorden	Sverige	1981	Andersson 1981	Eel	ng/g fett															1.4	9.1			
	Viskan-Klosterfjorden	Sverige	1981	Andersson 1981	Sea trout	ng/g fett															1.4	1.1			
Viskan-Klosterfjorden	Sverige	1981	Andersson 1981	Eel	ng/g fett																0.9	4.7			
	Viskan-Klosterfjorden	Sverige	1981	Andersson 1981	Eel	ng/g fett															1.2	10			
Lake Storvindeln	Sverige	1986	Selström 1993	Whitefish (muscle)	ng/g fett	15						7.2	3.9												
	Viskan River	1998	Luross 2002	Pike (muscle)	ng/g fett	<46-2000						<37-1600	14-1000												
	Lake Vättern	Sverige	1987	Selström 1993	Arctic char (muscle)	ng/g fett	400					64	51												
	Lake Storvindeln	Sverige	jun-09	Selström 1993	Whitefish (muscle)	ng/g fett	15					7.2	3.9									26			
Lake Vättern	Sverige	jun-09	Selström 1993	Arctic char (muscle)	ng/g fett	400						64	51									520			
	Lake Boimen	Sverige	1993	de Wit 2002	Pike	ng/g fett	65					42	19									130			
	River Viskan, upperneiströms	Sverige	1998	de Wit 2002	Pike	ng/g fett	<46-2000					<37-1600	<14-1000								<130-4600				
	Sverige	Sverige	1982-1986	Selström 1993	Osprey	ng/g fett	1800					140	200									2140			
River Viskan	Sverige	1987	Selström 1993	Bream (muscle)	ng/g fett	250						2.3	11												
	River Viskan	Sverige	1987	Selström 1993	Bream (muscle)	ng/g fett	750					2.4	37												
	River Häggen	Sverige	1987	Selström 1993	Pike (muscle)	ng/g fett	6500					1100	640												
	River Viskan	Sverige	1987	Selström 1993	Pike (muscle)	ng/g fett	2000					78	170												
River Viskan	Sverige	1987	Selström 1993	Perch (muscle)	ng/g fett	24000						9400	3500												
	River Häggen	Sverige	1987	Selström 1993	Perch (muscle)	ng/g fett	2200					380	230												
	Kennacksälven	Sverige	1988	Selström 1993	Trout (muscle)	ng/g fett	460					590	150												
	Bengtssjöböhöjen	Sverige	1988	Selström 1993	Trout (muscle)	ng/g fett	120					130	35												
Kennacksälven	Sverige	1988	Selström 1993	Trout (muscle)	ng/g fett	140						130	33												
	Sverige	1988	Selström 1993	Trout (muscle)	ng/g fett	250						220	68												
	Bengtssjöböhöjen	Sverige	1988	Selström 1993	Trout (muscle)	ng/g fett	190					64	37												
	Skifers	Sverige	1988	Selström 1993	Pike (muscle)	ng/g fett	98					79	36												
Kennacksälven	Sverige	1988	Selström 1993	Pike (muscle)	ng/g fett	94						60	25												
Bengtströfs	Sverige	1988	Selström 1993	Pike (muscle)	ng/g fett	94																			
Nith estuary ¹	Storbritannien	1995	Alchin 1999	Flounder muscle	ng/g vv	1.4		1.2	<1	<1.2	<1												1		
	Storbritannien	1995	Alchin 1999	Flounder muscle	ng/g vv	1.2		1	<1	<1.2	<1												1		
	Storbritannien	1995	Alchin 1999	Flounder liver	ng/g vv	19		9	<1	<1.2	<1	3.6											18.8		
	Nith estuary ¹	Storbritannien	1995	Alchin 1999	Flounder liver	ng/g vv	14		9	16	<1.2	<1	3.1										19.2		
Bideford Bay ²	Storbritannien	1996	Alchin 1999	Flounder muscle	ng/g vv	1.4		0.8	<1	<1.2	<1												0.8		
	Storbritannien	1996	Alchin 1999	Flounder liver	ng/g vv	69		22	19	<1.2	22	4.9											18.8		
	Bideford Bay ²	Storbritannien	1996	Alchin 1999	Plaice muscle	ng/g vv	0.6		1	3.3	<1.2	<1										0.6			
	Bideford Bay ²	Storbritannien	1996	Alchin 1999	Plaice liver	ng/g vv	15		15	<1	<1.2	3.6	3										16		
Bideford Bay ²	Storbritannien	1996	Alchin 1999	Dab muscle	ng/g vv	<1		1	9.7	<1.2	<1												1		
	Storbritannien	1996	Alchin 1999	Dab liver	ng/g vv	37		33	<1	<1.2	11	11											33.6		
	Tees bay ²	Storbritannien	1996	Alchin 1999	Plaice muscle	ng/g vv	8.3		15	12	<1.2	2.2	1.6										1.6		
	Tees bay ²	Storbritannien	1996	Alchin 1999	Plaice liver	ng/g vv	161		35	41	<1.2	14	12										3.3		
Tees bay ²	Storbritannien	1996	Alchin 1999	Flounder muscle	ng/g vv	22		13	7	<1.2	1.1	4.4											1.2		
	Storbritannien	1996	Alchin 1999	Flounder liver	ng/g vv	1294		169	115	<1.2	130	108											13.6		
	Tees bay ²	Storbritannien	1996	Alchin 1999	Dab muscle	ng/g vv	7		11	6	<1.2	1.6	1										1.2		
	Tees bay ²	Storbritannien	1996	Alchin 1999	Dab liver	ng/g vv	601		236	179	<1.2	55	29											23.6	

¹Rubber and tires manufacturer using PeBDE

²Off Avonmouth

³Manufacturer of PeBDe and OCBDs at Newton Aycliffe (on River Skerne). The River Skerne is a tributary of the River Tees.

Bilaga 2a forts. PBDE i sötvattensfisk

Lokal	Land	Datum	Referens	Fisk i sötvatten	enhet	BDE 47	BDE 66	BDE 71	BDE 79	BDE 83	BDE 85	BDE 99	BDE 100	BDE 153	BDE 154	BDE 181	BDE 183	BDE 190	BDE 209	ng/g ww totPBDE	ng/g lw totPBDE	% fett	Vikt (g)	Längd (cm)	Kön M/F	
Lake Michigan	Nordamerika		Manchester-Neesvig 2001	Salmon	ng/g vv	67,3	2,1					10,8	1,3	3,6	6					103	3390	3,03				
Lake Michigan	Nordamerika		Manchester-Neesvig 2001	Salmon	ng/g vv	57,6	2,1					8,6	10,8	2,8	4,7					86,6	2380	3,64				
Lake Michigan	Nordamerika		Manchester-Neesvig 2001	Salmon	ng/g vv	51,2	1,9					8,5	9,9	2,6	4,3					78,5	1360	3,79				
Lake Michigan	Nordamerika		Manchester-Neesvig 2001	Salmon	ng/g vv	56	1,4					7,2	5,2	1,8	2,8					44,6	1410	3,16				
Lake Michigan	Nordamerika		Manchester-Neesvig 2001	Salmon	ng/g vv	51,7	2,2					6,9	9,7	2,7	4,5					77,8	2270	3,43				
Lake Michigan	Nordamerika		Manchester-Neesvig 2001	Salmon	ng/g vv	70,4	1,8					10,7	13,6	3,5	6,2					106	2630	4,04				
Lake Michigan	Nordamerika		Manchester-Neesvig 2001	Salmon	ng/g vv	37,1	1,3					5,9	6,5	2	3,3					56,1	942	5,96				
Lake Michigan	Nordamerika		Manchester-Neesvig 2001	Salmon	ng/g vv	31	1,4					7,7	5,6	2	3,2					50,8	2240	2,27				
Lake Michigan	Nordamerika		Manchester-Neesvig 2001	Salmon	ng/g vv	55,4	1,4					8,4	10,1	2,7	4,6					82,6	3920	2,11				
Lake Michigan	Nordamerika		Manchester-Neesvig 2001	Salmon	ng/g vv	29,3	1,2					6,7	5,4	1,8	2,8					47,3	773	6,12				
Lake Michigan	Nordamerika		Manchester-Neesvig 2001	Salmon	ng/g vv	50,4	1,7					7,3	8,9	2,5	4,3					75,1	2470	3,04				
Lake Michigan	Nordamerika		Manchester-Neesvig 2001	Salmon	ng/g vv	51,4	1,6					7,8	9,8	2,7	4,7					78,1	3630	2,15				
Lake Michigan	Nordamerika		Manchester-Neesvig 2001	Salmon	ng/g vv	40,4	1,5					10,4	7,3	2,3	3,6					65,5	2600	2,52				
Lake Michigan	Nordamerika		Manchester-Neesvig 2001	Salmon	ng/g vv	45,4	1,6					8,7	8	2,3	3,9					69,8	2580	2,71				
Lake Michigan	Nordamerika		Manchester-Neesvig 2001	Salmon	ng/g vv	51,3	1,5					7,3	9,4	2,5	4,4					76,3	2360	3,24				
Lake Michigan	Nordamerika		Manchester-Neesvig 2001	Salmon	ng/g vv	45,6	1,4					9	8,1	2,3	3,8					70,2	1740	4,03				
Lake Michigan	Nordamerika		Manchester-Neesvig 2001	Salmon	ng/g vv	59,9	1,5					10,6	10,9	2,9	5					90,8	2090	4,35				
Lake Michigan	Nordamerika		Manchester-Neesvig 2001	Salmon	ng/g vv	95,1	2,5					18,9	18,8	4,8	8,5					149	8120	1,83				
Lake Michigan	Nordamerika		Manchester-Neesvig 2001	Salmon	ng/g vv	33,9	1,4					7,9	6,5	2,1	3,5					55,3	1050	5,29				
Lake Michigan	Nordamerika		Manchester-Neesvig 2001	Salmon	ng/g vv	78,7	1,6					13,4	14,6	3,5	6,4					118	1640	7,19				
Lake Ontario	Nordamerika		Luross 2002	Lake trout	ng/g fett	267						64	26													
Lake Erie	Nordamerika		Luross 2002	Lake trout	ng/g fett	70						9	11													
Lake Huron	Nordamerika		Luross 2002	Lake trout	ng/g fett	135						39	19													
Lake Superior	Nordamerika		Luross 2002	Lake trout	ng/g fett	204						83	29													
Lake Michigan	Nordamerika	1999	Luross 2002	Steelhead trout, muscle	ng/g fett	1700						600	360													
Lake Michigan	Nordamerika	2001	Luross 2002	Salmon	ng/g fett	1340						239	249													
Hadley Lake	Nordamerika	2000	Luross 2002	Bluegill	ng/g fett	200						320	240													
Lake of the Ozarks	Nordamerika		Luross 2002	Bluegill	ng/g fett	200						91	59													
Lake Michigan	Nordamerika		Manchester-Neesvig 2001	Salmon	ng/g fett	65,5	2,4					13,5	12,2	2,5	4,5						101	1740	5,79			
Lake Michigan	USA	2001	Palm 2002	Salmonids	ng/g fett															77,3-8120						
Detroit River near Grosse Isle, MI	USA	2002	Rice 2002	Large mouth bass	ng/g vv	1,94						0,3	0,33	0,49	0,4	0,32	0,36				4,14	86	5,2	784	35,5	M
Detroit River near Grosse Isle, MI	USA	2002	Rice 2002	Large mouth bass	ng/g vv	2,7						0,93	0,75	0,68	0,56	0,32	0,36				6,3	126	5	315	43,2	M
Detroit River near Grosse Isle, MI	USA	2002	Rice 2002	Large mouth bass	ng/g vv	1,68						0,55	0,53	0,4	0,3	0,15	0,11				3,72	106	3,5	201	34,2	M
Detroit River near Grosse Isle, MI	USA	2002	Rice 2002	Large mouth bass	ng/g vv	1,39						0,32	0,34	0,33	0,33	0,15	0,19				3,23	86	3,7	192	41,4	M
Detroit River near Grosse Isle, MI	USA	2002	Rice 2002	Large mouth bass	ng/g vv	6,11						0,41	0,41	0,56	0,36	0,36	0,28				6,81	179	3,8	1450	35,2	M
Detroit River near Grosse Isle, MI	USA	2002	Rice 2002	Large mouth bass	ng/g vv	2,25						0,92	0,75	0,56	0,36	0,36	0,33				9,59	152	5,8	625	40,8	M
Detroit River near Grosse Isle, MI	USA	2002	Rice 2002	Large mouth bass	ng/g vv	4,37						0,3	0,32	0,35	0,4	0,48	0,39	0,36			4,51	251	2	680	27,6	F
Detroit River near Grosse Isle, MI	USA	2002	Rice 2002	Large mouth bass	ng/g vv	6,22						0,33	0,33	0,33	0,33	0,28	0,35				5,97	166	3,1	260	26,5	F
Detroit River near Grosse Isle, MI	USA	2002	Rice 2002	Large mouth bass	ng/g vv	0,92						0,23	0,26	0,26	0,3	0,1	0,11				8,16	221	3,6	1263	33,4	F
Detroit River near Grosse Isle, MI	USA	2002	Rice 2002	Large mouth bass	ng/g vv	0,96						0,33	0,33	0,35	0,44	0,23	0,34				2,98	213	1,6	689	26,6	F
Detroit River near Grosse Isle, MI	USA	2002	Rice 2002	Large mouth bass	ng/g vv	0,65						0,76	0,66	0,61	0,59	0,36	0,22				3,85	275	1,4	1267	23,3	F
Detroit River, from mouth of Rouge River & near Grosse Isle, MI	USA	2002	Rice 2002	Carp	ng/g vv	3,7						0,55	0,5	0,47	0,47	0,26	0,23	<dl			6,18	50,2	12,3	2892	65,9	F
Detroit River, from mouth of Rouge River & near Grosse Isle, MI	USA	2002	Rice 2002	Carp	ng/g vv	2,21						0,42	0,44	0,38	0,4	0,21	0,23	<dl			4,29	33	13	2244	53	M
Detroit River, from mouth of Rouge River & near Grosse Isle, MI	USA	2002	Rice 2002	Carp	ng/g vv	2,82						0,49	0,48	0,49	0,49	0,23	0,23	<dl			5,23	38,6	13,6	2899	51	M
Detroit River, from mouth of Rouge River & near Grosse Isle, MI	USA	2002	Rice 2002	Carp	ng/g vv	2,62						0,48	0,44	0,49	0,43	0,21	0,27	<dl			4,94	36,3	13,6	5572	53	F
Detroit River, from mouth of Rouge River & near Grosse Isle, MI	USA	2002	Rice 2002	Carp	ng/g vv	2,75						0,47	0,46	0,46	0,47	0,27	0,25	<dl			5,13	44,2	11,6	2776	66,3	F
Detroit River, from mouth of Rouge River & near Grosse Isle, MI	USA	2002	Rice 2002	Carp	ng/g vv	3,52						0,53	0,5	0,43	0,45	0,24	0,28	<dl			5,95	53,6	11,1	2581	56,8	M
Detroit River, from mouth of Rouge River & near Grosse Isle, MI	USA	2002	Rice 2002	Carp	ng/g vv	2,44						0,47	0,45	0,47	0,45	0,26	0,25	<dl			4,79	29	16,5	3136	54,8	M
Detroit River, from mouth of Rouge River & near Grosse Isle, MI	USA	2002	Rice 2002	Carp	ng/g vv	2,92						0,56	0,53	0,49	0,45	0,25	0,26	<dl			5,46	36,9	14,8	1853	57,1	F
Detroit River, from mouth of Rouge River & near Grosse Isle, MI	USA	2002	Rice 2002	Carp	ng/g vv	3,35						0,54	0,49	0,51	0,49	0,2	0,24	<dl			5,82	36,6	16,8	3078	46,1	F
Des Plaines River (upper) near Riverside, IL	USA	2002	Rice 2002	Carp	ng/g vv	3,66						0,52	0,48	0,46	0,44	0,28	0,25	<dl			6,09	48,3	12,6	3082	61,7	M
Des Plaines River (upper) near Riverside, IL	USA	2002	Rice 2002	Carp	ng/g vv	1,12						0,48	0,47	0,52	0,74	1,21	1,15	0,91			6,58	52,2	11,3	2823	59	M
Des Plaines River (upper) near Riverside, IL	USA	2002	Rice 2002	Carp	ng/g vv	1,29						0,49	0,48	0,64	0,74	1,33	1,13	0,95			7,05	47,3	3,5	2823	59	M
Des Plaines River (upper) near Riverside, IL	USA	2002	Rice 2002	Carp	ng/g vv	0,72						0,48	0,48	0,38	0,54	1,01	1,02	0,88			5,51	134,4	3,75	4388	57,5	F
Des Plaines River (lower) downstream of Joliet, IL	USA	2002	Rice 2002	Carp	ng/g vv	2,21						0,53	0,51	1,11	1,92	2,22	1,94	1,72			11,56	79,2	14,4	5987	68	F
Des Plaines River (lower) downstream of Joliet, IL	USA	2002	Rice 2002	Carp	ng/g vv	3,9						0,52	0,45	1,21	2,36	4,21	3,28	2,2			18,33	482	3,4	2457	54	M
Des Plaines River (lower) downstream of Joliet, IL	USA	2002	Rice 2002	Carp	ng/g vv	1,93						0,49	0,44	0,44	0,82	0,6	3,32	3,1	0,42		11,12	188	5,64	1433	45,1	M
Des Plaines River (lower) downstream of Joliet, IL	USA	2002	Rice 2002	Carp	ng/g vv	3,62						0,54	0,47	1,14	1,51	4,17	2,48	3,14			17,07	335	4,75	2251	53,2	F
Des Plaines River (lower) downstream of Joliet, IL	USA	2002	Rice 2002	Carp	ng/g vv	3,88						0,51	0,44	1,33	2,65	2,63	2,63	0,37			14,44	132	11	3942	63,4	F
Des Plaines River (lower) downstream of Joliet, IL	USA	2002	Rice 2002	Carp	ng/g vv	1,76						0,48	0,43	0,43	0,43	0,26	0,26	0,25			12,45	128	9,21	1502	46,7	F
Des Plaines River (lower) downstream of Joliet, IL	USA	2002	Rice 2002	Carp	ng/g vv	3,35						0,53	0,43	1,26	2,57	2,95	2,83	1,14			15,06	685	2,27	2283	55,1	M
Des Plaines River (lower) downstream of Joliet, IL	USA	2002	Rice 2002	Carp	ng/g vv	2,52						0,52	0,45	1,02	2,02	4,51	3,54	2,65			17,23	401	4,6	1691	48	M
Des Plaines River (lower) downstream of Joliet, IL	USA	2002	Rice 2002	Carp	ng/g vv	1,37						0,47	0,45	0,95	2,73	3,73	4,1	2,36			16,17	73,5	22,5	1257	42,3	F
Des Plaines River (lower) downstream of Joliet, IL	USA	2002	Rice 2002	Carp	ng/g vv	1,53						0,44	0,44	0,93	0,94	2,7	2,52	0,28			9,78	200	4,47	1086	41,9	F
Des Plaines River (lower) downstream of Joliet, IL	USA	2002	Rice 2002	Carp	ng/g vv	1,54						0,45	0,44													

Bilaga 2b. PBDE i saltvattensfisk

[illegible]

¹Manufacturer of PeBDe and OCBDa at Newton Aycliffe (on River Skerne). The River Skerne is a tributary of the River Tees.

²Main UK user of PeBDE³Off River Calder

⁴Off Great Ouse

⁵Landfill site receiving car waste, possibly generating leachate containing PeBDE.

⁶Reference site

Bilaga 2c. PBDE i övrig biota

Lokal	Land	Datum	Referens	Övrig biota	enhet	BDE 47	BDE 71	BDE 79	BDE 83	BDE 85	BDE 99	BDE 100	BDE 153	BDE 209	ng/g ww totPBDE	ng/g lw totPBDE	% fett	Längd (cm)	Kön M/F	Alder (år)
Stora Karlsö	Sverige	1970	Sellström 1993	Guillemot egg	ng/g fett	130					24	4.2								
Stora Karlsö	Sverige	1974	Sellström 1993	Guillemot egg	ng/g fett	170					48	8.5								
Stora Karlsö	Sverige	1975	Sellström 1993	Guillemot egg	ng/g fett	130					33	4.6								
Stora Karlsö	Sverige	1976	Sellström 1993	Guillemot egg	ng/g fett	600					130	32								
Stora Karlsö	Sverige	1978	Sellström 1993	Guillemot egg	ng/g fett	260					70	22								
Stora Karlsö	Sverige	1979	Sellström 1993	Guillemot egg	ng/g fett	640					130	37								
Stora Karlsö	Sverige	1982	Sellström 1993	Guillemot egg	ng/g fett	820					200	44								
Stora Karlsö	Sverige	1983	Sellström 1993	Guillemot egg	ng/g fett	880					210	49								
Stora Karlsö	Sverige	1986	Sellström 1993	Guillemot egg	ng/g fett	1200					260	48								
Stora Karlsö	Sverige	1987	Sellström 1993	Guillemot egg	ng/g fett	650					160	40								
Stora Karlsö	Sverige	1989	Sellström 1993	Guillemot egg	ng/g fett	910					240	61								
Stora Karlsö	Sverige	1989	Sellström 1993	Guillemot egg	ng/g fett	1500					330	79								
Grimsö	Sverige	1985-1986	Sellström 1993	Älg	ng/g fett	0.82					0.64	0.24								1.7
Reiningehed	Sverige	1986	Sellström 1993	Kanin	ng/g fett	<1.8					<0.34	<0.21								<2.3
Sverige	Sverige	1986	Sellström 1993	Ren	ng/g fett	0.17					0.26	0.04								0.47
Sverige	Sverige	1987-1989	Palm 2002	Fisk allmänt	ng/g fett						1.8-7300	1.5-3400	1.1-24							
Tyresta	Sverige	1988	Sellström 1993	Starding (muscle)	ng/g fett	4.5					4.2	1.1								
Fleringe	Sverige	1988	Sellström 1993	Starding (muscle)	ng/g fett	3.2					2.3	0.62								
Krankesjön	Sverige	1988	Sellström 1993	Starding (muscle)	ng/g fett	7.8					4.2	1.1								
Svartedalen	Sverige	1988	Sellström 1993	Starding (muscle)	ng/g fett	2.7					2.3	0.7								
Baltic Sea	Sverige	1979-1985	de Wit 2002	Grey seal (blubber)	ng/g fett	650					40	38								730
Baltic Sea	Sverige	1987	de Wit 2002	Harbour seal	ng/g fett	308					54	57								90
Baltic Sea	Sverige	1997	de Wit 2002	Grey seal	ng/g fett	256					33	61								419
Baltic Sea	Sverige	1992	de Wit 2002	Ringed seal	ng/g fett															280
Baltic Sea	Sverige	1997	de Wit 2002	Ringed seal	ng/g fett															350
Baltic Sea	Sverige	1992	de Wit 2002	Ringed seal	ng/g fett															320
Sverige	Sverige	1997	de Wit 2002	Mänskligt blod	ng/g fett															2.1
Sverige	Sverige	1999	de Wit 2002	Mänskligt blod, datorisärbäckare	ng/g fett	2.9 (median)					4.8									2.6
Sverige	Sverige	1999	de Wit 2002	Mänskligt blod, städare, kontorsarbetare	ng/g fett	1.5-1.6 (median)					<0.7									3.3-4.1
Sverige	Sverige	1999	de Wit 2002	Mänskligt blod, högt fiskintag	ng/g fett	2.1														
Sverige	Sverige	1999	de Wit 2002	Mänskligt blod, inget fiskintag	ng/g fett	0.4														
Sverige	Sverige	1997	de Wit 2002	Mänskligt blod	ng/g fett	8.8														11.7
Sverige	Sverige	1998	de Wit 2002	Mänsklig bröstmjölk	ng/g fett	2.3					0.5	0.4								4
Sverige	Sverige	1998	de Wit 2002	Mänsklig bröstmjölk	ng/g fett	2.5					0.7	0.5								4.4
Sverige	Sverige	1994	Manchester-Neesvig 2001	Mänsklig fettvävnad	ng/g vv										14					
Sverige	Sverige	1998	de Wit 2002	Mänsklig fettvävnad	ng/g fett	3.8-16														
Sverige	Sverige	1999	de Wit 2002	Mänsklig fettvävnad	ng/g fett	2.2					1.6	0.1								5
Sverige	Sverige	2001	Palm 2002	Pilgrimsfälsäg	ng/g fett	22-3800					110-16000	77-5200	92							
Svalbard	Norge	1981	Sellström 1993	Ringed seal	ng/g fett	47					1.7	2.3								51
North Sea	Norge	1998	de Wit 2002	Harbour seal	ng/g fett	390-4900					42-660	25-450								600-6000
Skagerrak	Danmark	1992	de Wit 2002	Harbour seal	ng/g fett															230
Faeroe Islands	Danmark	1999	de Wit 2002	Long-finned pilot whale	ng/g fett	410-1780					160-600	87-280								843-3160
Faeroe Islands	Danmark	1999	de Wit 2002	Long-finned pilot whale	ng/g fett	66-860					24-170	tolv-98								126-1250
Finland	Finland	1999	de Wit 2002	Mänsklig fettvävnad	ng/g fett	7.3					2.3									6.2-22
Finland	Finland	2000	de Wit 2002	Mänsklig bröstmjölk	ng/g fett	1.31					0.39									
Tyskland	Tyskland	1988	de Wit 2002	Mänsklig bröstmjölk	ng/g fett															0.6-11
Tyskland	Tyskland	1988	de Wit 2002	Konjolk	ng/g fett															2.5-4.5
Netherlands	Netherlands	1998	de Wit 2002	Whitebeaked dolphin	ng/g fett	5500					1000	1200								7700
Netherlands	Netherlands	1998	de Wit 2002	Mink whale	ng/g fett	630					160	79								870
Netherlands	Netherlands	1998	de Wit 2002	Sperm whale	ng/g fett	130-250					32-64	21-35								187-349
Spanien	Spanien	1999	de Wit 2002	Mänsklig fettvävnad	ng/g fett	1.36					0.42									

Bilaga 2c forts. PBDE i övrig biota

Lokal	Land	Datum	Referens	Övrig biota	enhet	BDE 47	BDE 71	BDE 79	BDE 83	BDE 85	BDE 99	BDE 100	BDE 153	BDE 209	ng/g ww totPBDE	ng/g lw totPBDE	% fett	Langd (cm)	Kön M/F	Alder (år)
River Tweed	Sorbritannien	1996	Allichin 1999	Winkles	ng/g vv	1.9	25 <1	<1.2	1.5		1.8						2.6			
Gat sand/Hunstanton	Sorbritannien	1996	Allichin 1999	Mussels	ng/g vv	3.5	18	16	<1.2	2	3.9						1.8			
England and Wales	Sorbritannien	2000	de Wit 2002	Harbor porpoise	ng/g fett	227-6790										440-7670				
Corwall	Sorbritannien	1996	Law 2002	Blubber of porpoises	ng/g vv	323					256	69	73				91	146	M	nk
Pembrokeshire	Sorbritannien	1996	Law 2002	Blubber of porpoises	ng/g vv	626					476	129	66				1390		M	2
Norfolk	Sorbritannien	1996	Law 2002	Blubber of porpoises	ng/g vv	2530					1287	633	168				4870		F	2
Pembrokeshire	Sorbritannien	1996	Law 2002	Blubber of porpoises	ng/g vv	124					97	19	13				275		F	14
Isle of Man	Sorbritannien	1997	Law 2002	Blubber of porpoises	ng/g vv	1110					369	290	188				2060		F	<1
North Yorkshire	Sorbritannien	1997	Law 2002	Blubber of porpoises	ng/g vv	2080					281	296	49				2980		F	<1
North Yorkshire	Sorbritannien	1997	Law 2002	Blubber of porpoises	ng/g vv	1840					855	315	66				3270		F	1
North Yorkshire	Sorbritannien	1997	Law 2002	Blubber of porpoises	ng/g vv	2380					<5	456	87				3130		F	<1
Tyne & Wear	Sorbritannien	1997	Law 2002	Blubber of porpoises	ng/g vv	6110					<5	<5	300				6900		M	2
Norfolk	Sorbritannien	1997	Law 2002	Blubber of porpoises	ng/g vv	2340					314	269	28				3240		M	<1
West Glamorgan	Sorbritannien	1997	Law 2002	Blubber of porpoises	ng/g vv	1340					95	136	15				1680		F	<1
Ceredigion	Sorbritannien	1997	Law 2002	Blubber of porpoises	ng/g vv	385					80	59	23				312		F	6
Ceredigion	Sorbritannien	1997	Law 2002	Blubber of porpoises	ng/g vv	260					34	33	7				353		M	0
Carmarthenshire	Sorbritannien	1997	Law 2002	Blubber of porpoises	ng/g vv	198					45	56	28				383		F	5
Ceredigion	Sorbritannien	1997	Law 2002	Blubber of porpoises	ng/g vv	213					92	67	36				481		F	6
Carmarthenshire	Sorbritannien	1997	Law 2002	Blubber of porpoises	ng/g vv	418					84	84	28				643		F	<1
Norfolk	Sorbritannien	1997	Law 2002	Blubber of porpoises	ng/g vv	4110					774	486	47				5780		F	<1
Devon	Sorbritannien	1997	Law 2002	Blubber of porpoises	ng/g vv	303					67	66	30				651		F	1
East Yorkshire	Sorbritannien	1997	Law 2002	Blubber of porpoises	ng/g vv	2310					757	575	97				3920		F	1
Carmarthenshire	Sorbritannien	1997	Law 2002	Blubber of porpoises	ng/g vv	723					144	184	20				1180		F	<1
Gwynedd	Sorbritannien	1997	Law 2002	Blubber of porpoises	ng/g vv	205					120	53	34				520		F	8
Lancashire	Sorbritannien	1997	Law 2002	Blubber of porpoises	ng/g vv	1260					310	364	62				2050		F	1
North Yorkshire	Sorbritannien	1997	Law 2002	Blubber of porpoises	ng/g vv	1250					721	324	55				2520		M	2
North Yorkshire	Sorbritannien	1997	Law 2002	Blubber of porpoises	ng/g vv	1580					643	287	116				2690		M	4
North Yorkshire	Sorbritannien	1997	Law 2002	Blubber of porpoises	ng/g vv	1380					533	293	78				2420		M	2
Kent	Sorbritannien	1997	Law 2002	Blubber of porpoises	ng/g vv	2190					498	416	<5				3140		F	2
Devon	Sorbritannien	1997	Law 2002	Blubber of porpoises	ng/g vv	326					104	65	29				615		M	2
Norfolk	Sorbritannien	1997	Law 2002	Blubber of porpoises	ng/g vv	1460					386	197	47				2220		F	4
Tyne & Wear	Sorbritannien	1997	Law 2002	Blubber of porpoises	ng/g vv	378					264	68	46				827		F	4
Tyne & Wear	Sorbritannien	1997	Law 2002	Blubber of porpoises	ng/g vv	1230					329	236	53				1960		M	1
Tyne & Wear	Sorbritannien	1997	Law 2002	Blubber of porpoises	ng/g vv	466					153	67	34				850		F	5
Lincolnshire	Sorbritannien	1998	Law 2002	Blubber of porpoises	ng/g vv	2860					1160	634	59				4890		F	<1
Devon	Sorbritannien	1998	Law 2002	Blubber of porpoises	ng/g vv	624					104	109	29				968		F	<1
East Yorkshire	Sorbritannien	1998	Law 2002	Blubber of porpoises	ng/g vv	848					339	124	33				1430		M	<1
North Yorkshire	Sorbritannien	1998	Law 2002	Blubber of porpoises	ng/g vv	1350					551	240	55				2280		M	2
North Yorkshire	Sorbritannien	1998	Law 2002	Blubber of porpoises	ng/g vv	335					186	82	19				661		F	<1
North Yorkshire	Sorbritannien	1998	Law 2002	Blubber of porpoises	ng/g vv	618					301	181	50				1240		M	6
Pembrokeshire	Sorbritannien	1998	Law 2002	Blubber of porpoises	ng/g vv	937					149	101	20				1360		F	<1
Lincolnshire	Sorbritannien	1998	Law 2002	Blubber of porpoises	ng/g vv	<5					<5	<5	<5				nd		M	15
Ceredigion	Sorbritannien	1998	Law 2002	Blubber of porpoises	ng/g vv	452					169	97	18				833		M	<1
Suffolk	Sorbritannien	1998	Law 2002	Blubber of porpoises	ng/g vv	2004					459	413	48				3120		M	<1
Norfolk	Sorbritannien	1998	Law 2002	Blubber of porpoises	ng/g vv	2500					1116	541	283				4700		F	nk
Norfolk	Sorbritannien	1998	Law 2002	Blubber of porpoises	ng/g vv	2320					356	375	42				3360		M	<1
Kent	Sorbritannien	1998	Law 2002	Blubber of porpoises	ng/g vv	3150					597	601	52				4800		M	<1
Ceredigion	Sorbritannien	1998	Law 2002	Blubber of porpoises	ng/g vv	677					284	83	94				1200		M	5
Hampshire	Sorbritannien	1998	Law 2002	Blubber of porpoises	ng/g vv	993					229	197	35				1580		F	1
Pembrokeshire	Sorbritannien	1998	Law 2002	Blubber of porpoises	ng/g vv	1870					577	469	70				3180		M	1
Ceredigion	Sorbritannien	1998	Law 2002	Blubber of porpoises	ng/g vv	713					170	150	35				1140		M	2 or 3
Norfolk	Sorbritannien	1998	Law 2002	Blubber of porpoises	ng/g vv	402					190	67	31				736		F	9
Ceredigion	Sorbritannien	1998	Law 2002	Blubber of porpoises	ng/g vv	164					119	41	37				399		F	6
Ceredigion	Sorbritannien	1998	Law 2002	Blubber of porpoises	ng/g vv	680					123	71	44				648		F	2
Northumberland	Sorbritannien	1999	Law 2002	Blubber of porpoises	ng/g vv	187					104	40	24				370		F	nk
East Yorkshire	Sorbritannien	1999	Law 2002	Blubber of porpoises	ng/g vv	2530					903	559	101				4140		F	<1
Corwall	Sorbritannien	1999	Law 2002	Blubber of porpoises	ng/g vv	221					42	35	16				321		M	<1
London	Sorbritannien	1999	Law 2002	Blubber of porpoises	ng/g vv	52					54	48	47				70		F	nk
Suffolk	Sorbritannien	1999	Law 2002	Blubber of porpoises	ng/g vv	540					93	63	23				729		F	<1
East Yorkshire	Sorbritannien	1999	Law 2002	Blubber of porpoises	ng/g vv	336					81	28	10				461		F	<1
Lincolnshire	Sorbritannien	1999	Law 2002	Blubber of porpoises	ng/g vv	1280					259	36	14				1602		M	nk
Suffolk	Sorbritannien	1999	Law 2002	Blubber of porpoises	ng/g vv	690					133	65	26				932		M	nk
Ceredigion	Sorbritannien	1999	Law 2002	Blubber of porpoises	ng/g vv	545					95	22	8.5				678		F	<1
Monmouthshire	Sorbritannien	1996	Law 2002	Comorant liver	ng/g vv														M	Adult
Monmouthshire	Sorbritannien	1996	Law 2002	Comorant liver	ng/g vv	5					0.9	1.4	0.5				8.4		M	Adult
Hampshire	Sorbritannien	1997	Law 2002	Comorant liver	ng/g vv	13					8	6.5	1.4				3.2		F	Adult
Hampshire	Sorbritannien	1997	Law 2002	Comorant liver	ng/g vv	4.2					1.7	1.5	0.5				30		F	Adult
Lancashire	Sorbritannien	1997	Law 2002	Comorant liver	ng/g vv	14					3.4	9.1	5.4				2.4		M	Adult
Shropshire	Sorbritannien	1997	Law 2002	Comorant liver	ng/g vv	17					0.5	0.6	0.2				3		M	Adult
Warwickshire	Sorbritannien	1997	Law 2002	Comorant liver	ng/g vv	15					2.3	3.9	1.5				<1		M	Adult
Cheshire	Sorbritannien	1997	Law 2002	Comorant liver	ng/g vv	17					9	12	1.9				<1		F	Immature

Bilaga 2c forts. PBDE i övrig biota

Lokal	Land	Datum	Referens	Övrig biota	enhet	BDE 47	BDE 71	BDE 79	BDE 83	BDE 85	BDE 99	BDE 100	BDE 153	BDE 209	ng/g ww totPBDE	ng/g lw totPBDE	% fett	Längd (cm)	Kön M/F	Alder (år)
Staffordshire	Storbritannien	1997	Law 2002	Cormorant liver	ng/g vv	4.8					2	2	0.7		11		1.2		F	Adult
Staffordshire	Storbritannien	1997	Law 2002	Cormorant liver	ng/g vv	7.3					2.1	3.2	1.1		15		1.2		M	Adult
Cumbria	Storbritannien	1997	Law 2002	Cormorant liver	ng/g vv	5.1					1.3	3.7	1.4		13		1.6		M	Immature
Staffordshire	Storbritannien	1997	Law 2002	Cormorant liver	ng/g vv	2.3					0.8	1.4	0.6		5.5		1.2		M	Adult
Staffordshire	Storbritannien	1997	Law 2002	Cormorant liver	ng/g vv	4.3					2.6	1.6	0.4		9.2		<1		F	Adult
Staffordshire	Storbritannien	1997	Law 2002	Cormorant liver	ng/g vv	5.1					1.9	2.5	1.5		13		<1		M	Adult
Hampshire	Storbritannien	1997	Law 2002	Cormorant liver	ng/g vv	66					1.5	26	4.3		115		2		M	Adult
Cumbria	Storbritannien	1997	Law 2002	Cormorant liver	ng/g vv	2.4					0.6	0.3	<0.2		3.7		<1		M	Adult
Cumbria	Storbritannien	1997	Law 2002	Cormorant liver	ng/g vv	4.3					3.9	2.3	1		13		<1		F	Adult
Hampshire	Storbritannien	1997	Law 2002	Cormorant liver	ng/g vv	17					6	20	12		60		2		M	Immature
Monmouthshire	Storbritannien	1997	Law 2002	Cormorant liver	ng/g vv	69					5.1	30	1.4		128		2		M	Adult
Monmouthshire	Storbritannien	1997	Law 2002	Cormorant liver	ng/g vv	8.9					4.5	4.5	1.6		20		1.6		M	Adult
Monmouthshire	Storbritannien	1999	Law 2002	Cormorant liver	ng/g vv	2.6					0.8	0.6	<0.2		3.9		4.4		M	Immature
Kent	Storbritannien	1999	Law 2002	Cormorant liver	ng/g vv	4.5					1.7	1.6	0.5		8.9		1.6		M	Adult
Kent	Storbritannien	1999	Law 2002	Cormorant liver	ng/g vv	21					2.8	6.6	1.1		33		1.6		F	Adult
Middlesex	Storbritannien	1999	Law 2002	Cormorant liver	ng/g vv	2.1					0.9	2.4	0.6		6.8		2		M	Adult
Hampshire	Storbritannien	1999	Law 2002	Cormorant liver	ng/g vv	14					0.8	2.1	0.3		18		4		M	Adult
Hampshire	Storbritannien	1999	Law 2002	Cormorant liver	ng/g vv	8.6					8	6.3	1.5		26		2		M	Adult
Lancashire	Storbritannien	1999	Law 2002	Cormorant liver	ng/g vv	9.7					7.2	5.4	1.7		25		1.6		M	Immature
Lancashire	Storbritannien	1999	Law 2002	Cormorant liver	ng/g vv	3.6					3.4	3.2	0.8		12		2.4		M	Immature
Kent	Storbritannien	1999	Law 2002	Cormorant liver	ng/g vv	2.8					1.1	1.7	0.4		6.5		2		M	Immature
Northumbria	Storbritannien	1999	Law 2002	Cormorant liver	ng/g vv	5.8					3.7	6.5	5.5		24		2.4		F	Adult
Hampshire	Storbritannien	1999	Law 2002	Cormorant liver	ng/g vv	5.6					1.9	2.8	0.6		11		2.4		F	Adult
Staffordshire	Storbritannien	1999	Law 2002	Cormorant liver	ng/g vv	5.2					<0.2	0.6	<0.2		2		1.6		M	Immature
Staffordshire	Storbritannien	1999	Law 2002	Cormorant liver	ng/g vv	1.1					1.7	4.5	0.8		14		2.4		M	Immature
Staffordshire	Storbritannien	1999	Law 2002	Cormorant liver	ng/g vv	39					<0.2	0.8	0.2		2.4		2.8		F	Adult
Surrey	Storbritannien	2000	Law 2002	Cormorant liver	ng/g vv	8.1					0.5	3.9	1.5		14		0.8		M	Adult
Lancashire	Storbritannien	2000	Law 2002	Cormorant liver	ng/g vv	10					2.5	0.9	0.3		14		3.6		M	Immature
Lancashire	Storbritannien	2000	Law 2002	Cormorant liver	ng/g vv	10					2.1	13.5	1.8		32		1.6		F	Immature
Lancashire	Storbritannien	2000	Law 2002	Cormorant liver	ng/g vv	5.2					2.1	4.8	1.2		15		1.6		M	Adult
Hampshire	Storbritannien	2000	Law 2002	Cormorant liver	ng/g vv	3.6					2.1	1.4	0.5		7.9		1.2		M	Immature
Hampshire	Storbritannien	2000	Law 2002	Cormorant liver	ng/g vv	3.6					1.2	1.6	0.3		6.9		1.6		M	Immature
Hampshire	Storbritannien	2000	Law 2002	Cormorant liver	ng/g vv	76					1.2	38	5.2		140		3.2		F	Immature
Hampshire	Storbritannien	2000	Law 2002	Cormorant liver	ng/g vv	6.9					0.8	1.1	0.2		9.4		1.6		F	Immature
Hampshire	Storbritannien	2000	Law 2002	Cormorant liver	ng/g vv	12					2.5	3.4	1.2		20		4		M	Adult
Staffordshire	Storbritannien	2000	Law 2002	Cormorant liver	ng/g vv	28					5.6	30	2.4		76		1.6		M	Immature
Warwickshire	Storbritannien	2000	Law 2002	Cormorant liver	ng/g vv	1.8					<0.2	<0.2	<0.2		1.8		1.2		M	Immature
Sussex	Storbritannien	2000	Law 2002	Cormorant liver	ng/g vv	3.4					1.00	1.2	0.3		6.2		2.8		F	Immature
Storbritannien	Storbritannien	2000	de Wit 2002	Cormorant	ng/g fett	170-3500					50-250	50-1500			300-6400					
Canadian Arctic	Canada	1999	de Wit 2002	Ringed seal	ng/g fett												25.8-50			
Holman Island	Canada	2000	de Wit 2002	Ringed seal	ng/g fett	2.8											2.4-4.9 (M)			
Bluegill from pond-remailer	USA	2002	Hale 2002	Bluegill = fågel?	ng/g ts	18.1					6.18	2.78			27.1		62.4			
Bluegill from pond-remailer	USA	2002	Hale 2002	Bluegill = fågel?	ng/g ts	44.9					12.5	4.75			62.2		70.9			
N California	USA	2000	de Wit 2002	Mänsklig fettvävnad	ng/g fett	7.0-28					3.1-7.3									
San Francisco Bay, CA	USA	2000	de Wit 2002	Harbour seal	ng/g fett	46-6682					17-303									
S Atlantic		1991	de Wit 2002	Bottlenose dolphin	ng/g fett												180-220			
Gulf of Mexico		1995	de Wit 2002	Bottlenose dolphin	ng/g fett												8000			
Canadian Arctic	Canada	1999	de Wit 2002	Beluga	ng/g fett												81-160			
British Columbia	Canada	2000	de Wit 2002	Harbour porpoise	ng/g fett	50-1200											350-2300			
SE Baffin	Canada	2000	de Wit 2002	Beluga	ng/g fett	10					0.9	1.6					15			
Quebec och Ontario	Canada	2000	de Wit 2002	Mänsklig bröstmjölk	ng/g fett	3.4					1.2	0.44					5.8			
Maritimes	Canada	2000	de Wit 2002	Mänsklig bröstmjölk	ng/g fett												19			
Quebec	Canada	2000	de Wit 2002	Mänsklig bröstmjölk	ng/g fett												18.8			
Ontario	Canada	2000	de Wit 2002	Mänsklig bröstmjölk	ng/g fett												2.8			
Prairies	Canada	2000	de Wit 2002	Mänsklig bröstmjölk	ng/g fett												5.7			
Canada-wide	Canada	2000	de Wit 2002	Mänsklig bröstmjölk	ng/g fett												16.2			
Japan	Japan	2000	de Wit 2002	Mänsklig bröstmjölk	ng/g fett	0.18-0.57					0.09-0.13	0.07-0.18					0.65-1.48			

Bilaga 2d. PBDE i sediment

	Lokal	Land	Datum	Referens	Sediment	torrvikt ng/g ts	monoBDE	dIBDE	BDE 47	BDE 71	BDE 79	BDE 83	BDE 85	BDE 99	BDE 100	HexaBDE	BDE 209	total PBDE (ng/g)	Vikt (g)	ng/g TOC	Ignition loss (%)
	Bornholm Deep, Baltic Sea	Sverige	1987	Manchester-Neesvig 2001	yt-sediment	ng/g ts												0.5			
	Viskan River	Sverige	1995	Manchester-Neesvig 2001	yt-sediment	ng/g ts												4			
	Uppströms textilindustri vid Viskan	Sverige	1995	de Wit 2000	Sediment	ng/g ts			3.7					8.8	1.6						
	Nedströms textilindustri vid Viskan	Sverige	1995	de Wit 2000	sediment	ng/g ts			780					1200	270						
	Göteborg	Sverige	1992	Palm 2002	sediment	ng/g ts												20-30			
	Stockholm	Sverige	1999	Palm 2002	sediment	ng/g ts												238-589			
	Rivers at point source	Sverige	1998	Palm 2002	sediment	ng/g ts			0.9-22.5					<0.7-51.4	0.21-18.4		<13.8-11640				
	Viskan & Håglåån	Sverige	1998	Selström 1998	sediment	ng/g org mtrl			<2					<1	<0.4		<20		torrvikt (% ws)	18	31 (% ds)
	Viskan & Håglåån	Sverige	1998	Selström 1998	sediment	ng/g org mtrl			7.4					3.5	1.2		<40			19	14 (% ds)
	Viskan & Håglåån	Sverige	1998	Selström 1998	sediment	ng/g org mtrl			12					12	3.5		150			18	32 (% ds)
	Viskan & Håglåån	Sverige	1998	Selström 1998	sediment	ng/g org mtrl			13					9.2	3.6		220			23	37 (% ds)
	Viskan & Håglåån	Sverige	1998	Selström 1998	sediment	ng/g org mtrl			23					43	8.9		3400			73	2 (% ds)
	Viskan & Håglåån	Sverige	1998	Selström 1998	sediment	ng/g org mtrl			50					53	19		12000			67	3 (% ds)
	Viskan & Håglåån	Sverige	1998	Selström 1998	sediment	ng/g org mtrl			1.3					1.1	0.31		<20			27	31 (% ds)
	Viskan & Håglåån	Sverige	1998	Selström 1998	sediment	ng/g org mtrl			2					2.7	0.69		<20			49	12 (% ds)
	Viskan & Håglåån	Sverige	1998	Selström 1998	sediment	ng/g org mtrl			<2					<2	0.63		<30			12	37 (% ds)
	Bothnian Sea	Baltic Sea	1999	de Wit 2000	sediment	ng/g ts			<1.6					1.2							8
	Gulf of Finland	Baltic Sea	1999	de Wit 2000	sediment	ng/g ts			1.4-1.9					1.1-1.9	0.36-0.48						10
	Gulf of Finland	Baltic Sea	1999	de Wit 2000	sediment	ng/g ts			<1.4					<1.2	<0.33						13
	Gulf of Finland	Baltic Sea	1999	de Wit 2000	sediment	ng/g ts			<1.9					<1.6	<0.43						6
	Gulf of Finland	Baltic Sea	1999	de Wit 2000	sediment	ng/g ts			<1.7					<1.4	<0.38						10
	Gulf of Finland	Baltic Sea	1999	de Wit 2000	sediment	ng/g ts			1.4-1.9					1.1-1.2	0.32						16
	Bothnian Bay	Baltic Sea	1999	de Wit 2000	sediment	ng/g ts			<1.6					<1.1							12
	Aland Sea	Baltic Sea	1999	de Wit 2000	sediment	ng/g ts			1.6-1.7					1.2-2.4	1.3						9
	Northern Baltic Proper	Baltic Sea	1999	de Wit 2000	sediment	ng/g ts			<1.1					<1	<0.28						21
	Bothnian Bay	Baltic Sea	1999	de Wit 2000	sediment	ng/g ts			<1.8					<1.2	0.63-0.72	0.48-0.70					9
	Kielar Bight	Baltic Sea	1999	de Wit 2000	sediment	ng/g ts			1.8-2.3					1.7-2.2	0.37-0.53						13
	Lithuanian Coast	Baltic Sea	1999	de Wit 2000	sediment	ng/g ts			<1.4					<1.3	<0.33						8
	Gotland Deep	Baltic Sea	1999	de Wit 2000	sediment	ng/g ts			2					1.3	0.3						15
	Gdansk Bay	Baltic Sea	1999	de Wit 2000	sediment	ng/g ts			<2					<1.4							8
	Härnösand	Baltic Sea	1999	de Wit 2000	sediment	ng/g ts			<1.4					0.55-0.76							5
	Kattegatt	Baltic Sea	1999	de Wit 2000	sediment	ng/g ts			<1.1					0.79-85	0.24						14
	Bornholm Deep	Baltic Sea	1999	de Wit 2000	sediment	ng/g ts			0.85-1.0					0.69-0.76	0.19-0.21						15
	Riga Bight 3	Baltic Sea	1999	de Wit 2000	sediment	ng/g ts			<0.99					0.67	<0.18						15
	Riga Bight 5	Baltic Sea	1999	de Wit 2000	sediment	ng/g ts			2					1.5	0.32						35
	East Gotland	Baltic Sea	1999	Palm 2002	sediment	ng/g ts												nd-1,1			
	Baltic Sea		1999		sediment	ng/g ts															
	Djupasjön, Viskan, lokal 1, 0-015m	Sverige	2001	Amér 2002	sediment	ng/g ts			31.7					11.2	1.7						24.8
	Djupasjön, Viskan, lokal 1, 0.15-0.30m	Sverige	2001	Amér 2002	sediment	ng/g ts			7.5					12.1	1.6						28.2
	Djupasjön, Viskan, lokal 1, 0.30-0.45m	Sverige	2001	Amér 2002	sediment	ng/g ts			4.4					5.8	0.4						27.6
	Djupasjön, Viskan, lokal 2, 0-0.15m	Sverige	2001	Amér 2002	sediment	ng/g ts			8.3					5.6	0.7						14.5
	Djupasjön, Viskan, lokal 2, 0.15-0.30m	Sverige	2001	Amér 2002	sediment	ng/g ts			10.6					183	19.6						15.5
	Djupasjön, Viskan, lokal 2, 0.30-0.45m	Sverige	2001	Amér 2002	sediment	ng/g ts			6.1					3.8	0.4						18.2
	Djupasjön, Viskan, lokal 3, 0-0.15m	Sverige	2001	Amér 2002	sediment	ng/g ts			4.2					5.6	0.9						16.2
	Djupasjön, Viskan, lokal 3, 0.15-0.30m	Sverige	2001	Amér 2002	sediment	ng/g ts			2.8					5.9	1.2						19.4
	Djupasjön, Viskan, lokal 3, 0.30-0.45m	Sverige	2001	Amér 2002	sediment	ng/g ts			16.6					20	2.7						18.1
	Djupasjön, Viskan, lokal 4, 0-0.15m	Sverige	2001	Amér 2002	sediment	ng/g ts			2.7					2.5	0.4						21.1
	Djupasjön, Viskan, lokal 4, 0.15-0.30m	Sverige	2001	Amér 2002	sediment	ng/g ts			2.6					1.6	0.3						20.2
	Djupasjön, Viskan, lokal 4, 0.30-0.45m	Sverige	2001	Amér 2002	sediment	ng/g ts			6.8					4.4	0.6						22.1
	Djupasjön, Viskan, detalprov. 0-0.02m	Sverige	2001	Amér 2002	sediment	ng/g ts			7.7					4.8	0.7						16
	Djupasjön, Viskan, detalprov. 0.04-0.06m	Sverige	2001	Amér 2002	sediment	ng/g ts			4.3					2.5	0.2						15.3
	Djupasjön, Viskan, detalprov. 0.08-0.10m	Sverige	2001	Amér 2002	sediment	ng/g ts			3.6					1.8	0.2						21.2
	Djupasjön, Viskan, detalprov. 0.12-0.14m	Sverige	2001	Amér 2002	sediment	ng/g ts			1.7					1.5	0.2						23.1
	Djupasjön, Viskan, detalprov. 0.16-0.18m	Sverige	2001	Amér 2002	sediment	ng/g ts			2.5					3	0.5						24.1
	Djupasjön, Viskan, detalprov. 0.20-0.25m	Sverige	2001	Amér 2002	sediment	ng/g ts			1.9					1.7	0.2						18.7
	Djupasjön, Viskan, detalprov. 0.30-0.35m	Sverige	2001	Amér 2002	sediment	ng/g ts			1						0.3						21.2

Bilaga 2d. PBDE i sediment

Lokal	Land	Datum	Referens	Sediment	torrvikt ng/g ts	monoBDE	dIBDE	BDE 47	BDE 71	BDE 79	BDE 83	BDE 85	BDE 99	BDE 100	HexaBDE	BDE 209	total PBDE (ng/g)	Vikt (g)	ng/g TOC	Ignition loss (%)
River Tweed at Tweedmouth ¹	Storbritannien	1995	Alichn 1999	sediment	ng/g ts			0.4 <0.38	<0.44	<0.6	<0.4	<0.4	<0.6							
River Tweed at the Bewick on Tweed bridges ¹	Storbritannien	1995	Alichn 1999	sediment	ng/g ts			<0.3 <0.38	<0.44	0.6	<0.6	<0.4	0.6							
River Nith upstream of STW ²	Storbritannien	1995	Alichn 1999	sediment	ng/g ts			<0.3 <0.38	<0.44	<0.6	<0.4	<0.6	<0.6							
River Nith downstream of STW ²	Storbritannien	1995	Alichn 1999	sediment	ng/g ts			1.7 0.6	<0.44	<0.6	<0.4	3.5								
River Nith at Glencaple ²	Storbritannien	1995	Alichn 1999	sediment	ng/g ts			0.7 <0.38	2	<0.6	<0.4	1								
Avonmouth: sample 1 (furthest upstream) ³	Storbritannien	1995	Alichn 1999	sediment	ng/g ts			3.6 1	<0.44	7	<0.4	4.7								
Avonmouth: sample 2 ³	Storbritannien	1995	Alichn 1999	sediment	ng/g ts			3 0.8	<0.44	<0.6	<0.4	4.1								
Avonmouth: sample 3 ³	Storbritannien	1995	Alichn 1999	sediment	ng/g ts			3 0.9	<0.44	<0.6	9.2	4.4								
Avonmouth: sample 4 (furthest downstream) ³	Storbritannien	1995	Alichn 1999	sediment	ng/g ts			2.4 0.6	<0.44	<0.6	4.5	2.9								
River Tees at Croft-on-Tees (upstream of confluence) ¹	Storbritannien	1995	Alichn 1999	sediment	ng/g ts			<0.3 <0.38	<0.44	<0.6	<0.4	<0.6	<0.6							
River Tees at Croft-on-Tees ¹	Storbritannien	1995	Alichn 1999	sediment	ng/g ts			51 34	129	7	3.5	85								
River Tees at Croft-on-Tees (downstream of confluence)	Storbritannien	1995	Alichn 1999	sediment	ng/g ts			8 35	25	<0.6	2.9	11								
River Skerne at Newton Aycliffe ⁴	Storbritannien	1995	Alichn 1999	sediment	ng/g ts			239 130	397	64	2.7	319								
River Skerne upstream of Howden Beck ⁴	Storbritannien	1995	Alichn 1999	sediment	ng/g ts			68 51	333	294	0.7	126								
Howden Beck	Storbritannien	1995	Alichn 1999	sediment	ng/g ts			86 45	264	23	1.8	111								
River Skerne downstream of Howden Beck ⁴	Storbritannien	1995	Alichn 1999	sediment	ng/g ts			112 68	1405	95	<0.4	159								
River Calder at Cock Bridge ⁵	Storbritannien	1995	Alichn 1999	sediment	ng/g ts			2.3 <0.38	9	399	4.2	0.6								
Hyndburn Brook upstream of STW	Storbritannien	1995	Alichn 1999	sediment	ng/g ts			7.6 6.1	3	<0.6	<0.4	16								
Hyndburn Brook downstream of STW	Storbritannien	1995	Alichn 1999	sediment	ng/g ts			24 18	17	3190	0.5	46								
Elstow landfill	Storbritannien	1995	Alichn 1999	sediment	ng/g ts			0.8 1.5	13	<0.6	<0.4	5.7								
Elstow Brook downstream of landfill site	Storbritannien	1995	Alichn 1999	sediment	ng/g ts			2.4 <0.38	<0.44	<0.6	<0.4	2.9								
Tees estuary: Portrack STW ⁶	Storbritannien	1995	Alichn 1999	sediment	ng/g ts			0.4 <0.38	1	<0.6	1.2	<0.6								
Tees estuary: Bannett's Bight ⁶	Storbritannien	1995	Alichn 1999	sediment	ng/g ts			8.9 19	29	5	9.1	16								
Tees estuary: No. 23 buoy ⁶	Storbritannien	1995	Alichn 1999	sediment	ng/g ts			368 366	164	<0.6	4.8	898								
Tees estuary: Phillip's approach buoy ⁶	Storbritannien	1995	Alichn 1999	sediment	ng/g ts			49 77	263	9	14	99								
Great Ouse: The Point, King's Lynn ⁶	Storbritannien	1995	Alichn 1999	sediment	ng/g ts			103 81	1348	8	72	201								
River Ribble: Freckleton saltings ⁷	Storbritannien	1995	Alichn 1999	sediment	ng/g ts			4.2 <0.38	7.9	<0.6	<0.4	4.6								
River Humber: Pauli ⁸	Storbritannien	1991	Alichn 1999	sediment	ng/g ts			1.2 <0.38	4.4	111	<0.4	1.7								
Nederländerna	Nederländerna	2000	Palm 2002	sediment	ng/g ts			21 6.6	29	17	<0.4	36								
Tyskland	Tyskland	1992	Palm 2002	sediment	ng/g ts															
Western Europe estuaries		1999	Palm 2002	sediment	ng/g ts			<0.2-5.8												
USA	USA	1986	Palm 2002	sediment	ng/g ts	0.380000														
Sediment from stream leaving foam plant	USA	2002	Hale 2002	sediment	ng/g ts			6.37												
Sediment from stream leaving foam plant	USA	2002	Hale 2002	sediment	ng/g ts			<0.1												
Pond sediment	USA	2002	Hale 2002	sediment	ng/g ts			36.2												
Pond sediment	USA	2002	Hale 2002	sediment	ng/g ts			0.5												
Nevo River, Osaka	Japan	1981-1985	Manchester-Neesvig 2001	ysediment	ng/g ts			<0.1												
Osaka	Japan	1984	Palm 2002	sediment	ng/g ts			12.0-31.0												
Japan	Japan	1981-1983	Palm 2002	sediment	ng/g ts															
Japan	Japan	1987	Palm 2002	sediment	ng/g ts															

¹Reference site

²Rubber and tires manufacturer using PeBDE

³Main UK user of PeBDE

⁴Manufacturer of PeBDE and OCBe at Newton Aycliffe (on River Skerne). The River Skerne is a tributary of the River Tees.

⁵Foam manufacturer using PeBDE at Accrington

⁶Elstow landfill site which receives waste from the manufacturer at Newton Aycliffe

⁷Foam manufacturer using PeBDE at Accrington

⁸Landfill site receiving car waste, possibly generating leachate containing PeBDE.

Bilaga 2e. PBDE i slam och jord

Lokal	Land	Datum	Referens	Jord/Slam	enhet	BDE 47	BDE 99	BDE 100	HexaBDE	BDE 153	BDE 154	BDE 209	ng/g totPBDE	ng/g TOC
Henriksdal, Sthlm	Sverige	1998	Nylund 2002	slam	ng/g ts	26	35	6.3		4.4	2.8	55		
Ryaverket, Gbg	Sverige	1998	Nylund 2002	slam	ng/g ts	44	52	9.1		5.4	3.7	98		
Käppala, Lidingö	Sverige	1998	Nylund 2002	slam	ng/g ts	83	94	17		9.7	6.5	400		
Bromma, Bromma	Sverige	1998	Nylund 2002	slam	ng/g ts	65	74	13		7.1	49	140		
Sjölunda, Malmö	Sverige	1998	Nylund 2002	slam	ng/g ts	50	53	10		4.5	3.3	36		
Himmerfjärden, Grödinge	Sverige	1998	Nylund 2002	slam	ng/g ts	61	73	12		7.2	5.1	150		
Slottshagen, Norrköping	Sverige	1998	Nylund 2002	slam	ng/g ts	52	55	10		5	3.5	200		
Borås Gässlösa, Borås	Sverige	1998	Nylund 2002	slam	ng/g ts	47	60	11		6.4	4.6	1000		
Klagshamn, Malmö	Sverige	1998	Nylund 2002	slam	ng/g ts	44	45	9.1		4.8	3.2	48		
Simsholmen, Jönköping	Sverige	1998	Nylund 2002	slam	ng/g ts	70	88	14		8.6	5.6	100		
Arvidstorp, Trollhättan	Sverige	1998	Nylund 2002	slam	ng/g ts	28	34	6.2		3.5	2.5	95		
Trelleborg, Trelleborg	Sverige	1998	Nylund 2002	slam	ng/g ts	63	76	14		7.8	5.2	160		
Loudden, Sthlm	Sverige	1998	Nylund 2002	slam	ng/g ts	44	48	9.4		4.5	3.1	44		
Tuollovaara, Kiruna	Sverige	1998	Nylund 2002	slam	ng/g ts	29	42	7		4.8	3	90		
Mariestad, Mariestad	Sverige	1998	Nylund 2002	slam	ng/g ts	87	100	19		10	7.6	89		
Lybyverket, Hörby	Sverige	1998	Nylund 2002	slam	ng/g ts	13	19	3.4		2.5	1.5	27		
Arvika, Arvika	Sverige	1998	Nylund 2002	slam	ng/g ts	73	93	15		9.8	6.7	150		
Prästbordet/Svedjeholmen	Sverige	1998	Nylund 2002	slam	ng/g ts	86	91	17		9.2	6.6	150		
Strävliden, Stenungsund	Sverige	1998	Nylund 2002	slam	ng/g ts	59	66	12		6.1	4.1	120		
Bålsta, Bålsta	Sverige	1998	Nylund 2002	slam	ng/g ts	55	65	11		6.1	4.1	99		
Klippan, Klippan	Sverige	1998	Nylund 2002	slam	ng/g ts	44	49	9.5		5.2	3.7	49		
Svedala, Svedala	Sverige	1998	Nylund 2002	slam	ng/g ts	42	51	8.7		5.1	3.4	50		
Åstorp, Helsingborg	Sverige	1998	Nylund 2002	slam	ng/g ts	82	89	16		8.8	5.9	470		
Kil, Kil	Sverige	1998	Nylund 2002	slam	ng/g ts	43	76	13		8.5	5.9	33		
Ljusdal, Ljusdal	Sverige	1998	Nylund 2002	slam	ng/g ts	39	51	8.9		4.4	3.4	16		
Hönö, Öckerö	Sverige	1998	Nylund 2002	slam	ng/g ts	47	53	9.4		4.5	3.4	85		
Flen, Flen	Sverige	1998	Nylund 2002	slam	ng/g ts	42	49	8.6		4.5	3.2	40		
Borgholm, Mörbylånga	Sverige	1998	Nylund 2002	slam	ng/g ts	100	97	19		8.7	6.6	77		
Åredalen, Järpen	Sverige	1998	Nylund 2002	slam	ng/g ts	39	39	6.8		3	2.2	33		
Gonäs, Ludvika	Sverige	1998	Nylund 2002	slam	ng/g ts	34	44	7.4		4.6	2.9	77		
Mellerud, Mellerud	Sverige	1998	Nylund 2002	slam	ng/g ts	30	40	7.3		4.9	3.1	33		
Emmaboda, Emmaboda	Sverige	1998	Nylund 2002	slam	ng/g ts	35	41	7		3.6	2.4	300		
Rimbo, Norrtälje	Sverige	1998	Nylund 2002	slam	ng/g ts	94	75	18		8.8	6.6	110		
Broby, Broby	Sverige	1998	Nylund 2002	slam	ng/g ts	81	130	22		13	9.6	100		
Veberöd, Lund	Sverige	1998	Nylund 2002	slam	ng/g ts	53	75	13		8.6	5.7	76		
Nordmaling, Nordmaling	Sverige	1998	Nylund 2002	slam	ng/g ts	27	28	5		2.6	1.7	62		
Övertorneå, Övertorneå	Sverige	1998	Nylund 2002	slam	ng/g ts	16	18	3.4		2	1.1	34		
Bengtstors, Bengtstors	Sverige	1998	Nylund 2002	slam	ng/g ts	31	36	5.6		3.3	2.1	180		
Gimo, Östhammar	Sverige	1998	Nylund 2002	slam	ng/g ts	27	31	5.4		3.1	2.1	36		
Arjärg, Arjärg	Sverige	1998	Nylund 2002	slam	ng/g ts	28	30	5.2		2.4	1.7	97		
Grästorp Forshall, Grästorp	Sverige	1998	Nylund 2002	slam	ng/g ts	42	47	8.2		4.2	2.8	65		
Robertsfors	Sverige	1998	Nylund 2002	slam	ng/g ts	39	50	9.1		4.3	3	10		
Öna, Mora	Sverige	1998	Nylund 2002	slam	ng/g ts	80	130	21		18	10	160		
Bräkne-Hoby, Ronneby	Sverige	1998	Nylund 2002	slam	ng/g ts	58	73	13		9	5	48		
Rimforsa, Kisa	Sverige	1998	Nylund 2002	slam	ng/g ts	49	59	10		5.5	3.9	78		
Billingsfors, Bengtstors	Sverige	1998	Nylund 2002	slam	ng/g ts	33	46	7.5		5.1	3.2	34		
Stöde, Sundsvall	Sverige	1998	Nylund 2002	slam	ng/g ts	23	35	6.3		4.3	3.1	38		
Håkantorps, Vara	Sverige	1998	Nylund 2002	slam	ng/g ts	7	8.1	1.5		0.8	0.6	5.6		
Råda, Hagfors	Sverige	1998	Nylund 2002	slam	ng/g ts	34	42	7.4		3.7	2.7	37		
Skärplinge, Skärplinge	Sverige	1998	Nylund 2002	slam	ng/g ts	74	150	17		14	7.9	77		
Göteborg	Sverige	1988	M-Neesvig 2001	slam	ng/g ts								25	
Göteborg	Sverige	1992	de Wit, 2002	slam	ng/g ts	15	19	3.5					38	
Klippan	Sverige	1995	de Wit, 2002	slam	ng/g ts	22	18	5.4					45.4	
Rimbo	Sverige	1995	de Wit, 2002	slam	ng/g ts	53	53	13						
Sickla	Sverige	1999	de Wit, 2000	slam	ng/g ts	78	98	24				220		
Bromma	Sverige	1999	de Wit, 2000	slam	ng/g ts	80	100	25				270		
Loudden	Sverige	1999	de Wit, 2000	slam	ng/g ts	36	56	13				170		
Tyskland	Tyskland	1992	de Wit, 2002	slam	ng/g ts								0,4-15	
Soil near foam plant	USA	2002	Hale 2002	jord	ng/g ts	31.6	41.2	3.15					76	33600
Soil downwind of foam plant	USA	2002	Hale 2002	jord	ng/g ts	8.11	4.75	0.77					13.6	2160
Soil downwind of foam plant	USA	2002	Hale 2002	jord	ng/g ts	<0,1	<0,1	<0,1					nd	nd
Sewage sludge	USA	2002	Hale 2002	slam	ng/g ts	544	725	266				1470	1540	6620
Industrial area	Taiwan	1994	Palm 2002	jord	ng/g ts	75-104		41-84	20-23			260-330		

Bilaga 2f. PBDE i vatten

Lokal	Land	Datum	Referens	Vatten (mg/l)	monoBDE	diBDE	HexaBDE	BDE 209
Industrial rivers	USA	1994	Palm 2002	mg/ l	0-202700			
Japan	Japan	1977	Palm 2002	mg/ l				<0,2-<2,5
Japan	Japan	1984	Palm 2002	mg/ l		<0,01		
Japan	Japan	1987	Palm 2002	mg/ l			<0,04	<0,1
Japan	Japan	1988	Palm 2002	mg/ l				<0,06
Kino River	Japan	2000	Palm 2002	mg/ l				<0,1

Bilaga 2g. PBDE i luft

Lokal	Land	Datum	Referens	Luft (pg/m ³)	BDE 47	BDE 99	BDE 100	BDE 209	total PBDE (pg/m ³)
Ammarnäs	Sverige	1995	Palm 2002	luft	6.3	1.6	0.4	nd	
Hoburgen	Sverige	1995	Palm 2002	luft	0.7	0.35	0.07	nd	
Stoke Ferry	Storbritannien	1999	Palm 2002	luft	4,0-50	5,5-13	1,1-3,9		
Hazelrigg	Storbritannien	1999	Palm 2002	luft	3,2-61	3,1-22	0,62-5,4		
Dunai	Ryssland	1999	Palm 2002	luft					5
Great Lakes, Eagle Harbour	USA	1997-1999	Palm 2002	luft	2,1-4,0	1,7-2,8	0,24-0,28	nd	4,4-7,6
Great Lakes, Sturgeon Point	USA	1997-1999	Palm 2002	luft	2,5-6,2	1,7-4,3	0,28-0,60	nd	4,8-12
Great Lakes, Sleeping Bear Dunes	USA	1997-1999	Palm 2002	luft	3,5-12	3,3-7,6	0,5-0,97	nd	7,7-21
Great Lakes, Chicago	USA	1997-1999	Palm 2002	luft	21-480				
Tagish, Yukon	USA	1999	Palm 2002	luft	<10-210	<10-490	<10-490		2000
Alert	Canada	1999	Palm 2002	luft					45291
Bobcaygeon, Ontario	USA el Canada		Palm 2002	luft	47-650	<10-330			88-1300
Japan och Taiwan	Japan och Taiwan	1992	Palm 2002	luft					7,1-53 (tri-hexa)
Osaka	Japan	1995	Palm 2002	aerosol				83-3060	

Bilaga 3. PBDE:ernas kemiska och fysikaliska egenskaper

					Henrys konstant (atm.m ³ /mol)	log K _{ow}	partition coefficient
DekaBDE	Hardy 2002	C ₁₂ Br ₁₀ O					6.265
DekaBDE	Hellström 2000	C ₁₂ Br ₁₀ O			44-1,58*10 ¹⁰ (⁷) ⁸ Pa m ³ /mol	9.9	
DekaBDE	Lassen 1999	C ₁₂ Br ₁₀ O	959.22			5,24 eller 9,97	
DekaBDE	Nylund 2002	C ₁₂ Br ₁₀ O	959.2		4,45*10 ⁻⁸ (atm.m ³ /mol)	5,24; 9,97	
DekaBDE	Palm 2001	C ₁₂ Br ₁₀ O			2,8*10 ⁻¹¹ mg/l	9.97	
DekaBDE	Rahman 2001	C ₁₂ Br ₁₀ O			0,02-0,03 mg/l	>5	
NonaBDE	Hellström 2000	C ₁₂ H ₁ Br ₉ O			0,01-849 Pa m ³ /mol	9.3	
OktaBDE	Hardy 2002	C ₁₂ H ₂ Br ₈ O					6.29
OktaBDE	Hellström 2000	C ₁₂ H ₂ Br ₈ O				8.7	
OktaBDE	Lassen 1999	C ₁₂ H ₂ Br ₈ O	801.38		7,9*10 ⁻³ -16756 Pa m ³ /mol		
OktaBDE	Nylund 2002	C ₁₂ H ₂ Br ₈ O	801.5			5,5; 8,35-8,9	
OktaBDE	Rahman 2001	C ₁₂ H ₂ Br ₈ O				5,5-8,9	
HeptaBDE	Hellström 2000	C ₁₂ H ₃ Br ₇ O			0,06-144 Pa m ³ /mol	8	
HexaBDE	Hellström 2000	C ₁₂ H ₄ Br ₆ O				7.4	
HexaBDE	Rahman 2001	C ₁₂ H ₄ Br ₆ O			0,15-1456 Pa m ³ /mol	6,86-7,92	
PentaBDE	Hardy 2002	C ₁₂ H ₅ Br ₅ O					6.58
PentaBDE	Hellström 2000	C ₁₂ H ₅ Br ₅ O				6.7	
PentaBDE	Lassen 1999	C ₁₂ H ₅ Br ₅ O	564.8		0,36-522 Pa m ³ /mol		
PentaBDE	Nylund 2002	C ₁₂ H ₅ Br ₅ O	564.7			6,64-6,97	
PentaBDE	Palm 2001	C ₁₂ H ₅ Br ₅ O				6.7	
PentaBDE	Rahman 2001	C ₁₂ H ₅ Br ₅ O				6,64-6,97	
TetraBDE	Hellström 2000	C ₁₂ H ₆ Br ₄ O				6.1	
TetraBDE	Nylund 2002	C ₁₂ H ₆ Br ₄ O	485.8		0,86-104 Pa m ³ /mol	5,87-6,16	
TetraBDE	Palm 2001	C ₁₂ H ₆ Br ₄ O				6	
TetraBDE	Rahman 2001	C ₁₂ H ₆ Br ₄ O				5,87-6,16	
TriBDe	Rahman 2001	C ₁₂ H ₇ Br ₃ O				5,47-5,58	

Det är inte ovanligt att rapporterade värden på fysikaliska-kemiska egenskaper varierar i storlek/flera magnituder. PBDE är inget undantag från den här regeln. Orsaken är troligen delvis det väldigt låga ångtrycket och den låga vattenlösligheten för PBDE, vilket gör det svårt att mäta dessa egenskaper. Det finns också en del förvirring kring distinktionen mellan kommersiella produkter och individuella kongener eftersom de heter likadant. Ett exempel på detta är att pentaBDE ofta refereras till att vara en vätska vid rumstemperatur, medan nya undersökningar har visat att smältpunkten för rena pentaBDE-kongener ligger närmare 100°C. (Palm 2001)

Bilaga 4. Referenssjöarnas lägen

Sjö	Län	Kommun	SMHI X	SMHI Y
Tärnan	Stockholms län	Vallentuna	6606880	1644780
Stora Envättern	Stockholms län	Södertälje	6555840	1588690
Fiolen	Kronobergs län	Alvesta	6330250	1422670
Allgjutten	Kalmars län	Västervik	6424890	1517240
St Skärsjön	Hallands län	Halmstad	6286060	1332050
Övre Skärsjön	Västmanlands län	Skinnskatteberg	6635320	1485710
Dagarn	Västmanlands län	Skinnskatteberg	6641970	1493370
Stensjön	Gävleborgs län	Ljusdal	6836730	1540830
Remmarsjön	Västernorrlands län	Örnsköldsvik	7086190	1621320
Västra Rännöbodsjön	Västernorrlands län	Sundsvall	6913650	1561270

Bilaga 5. Analysresultat av PBDE:er i tio svenska referenssjöar

	Provdagsningsplats	Provid	BDE 47 2,2',4,4'-TeBDE ng/g TS	BDE 85 2,2',3,4,4'-pBDE ng/g TS	BDE 99 2,2',4,4',5-pBDE ng/g TS	BDE 100 2,2',4,4',6-pBDE ng/g TS	BDE 138 2,2',3,4,4',5-HrBDE ng/g TS	BDE 153 2,2',4,4',5,5'-HrBDE ng/g TS	BDE 154 2,2',4,4',5,6'-HrBDE ng/g TS	BDE 209 DnBDE ng/g TS	Torsubstans TS %	Fetthalt g/100g vr % av TS	Glödrest % av TS	Längd (mm)	Vikt (g)	Kön	Alder	Anmärkningar ang. otidigheter och glödlock
		Fisk nr:1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	20	0.87		151	32.5	M	2+	Litet första år Stör +zon. Ett gl skev form
		1. Remmarsjön																
		Fisk nr:2	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	22	0.84		177	50.5	M	4+	Litet första år Stör +zon.
		1. Remmarsjön																
		Fisk nr:3	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	20	0.82		182	59	M	5+	
		1. Remmarsjön																
		Fisk nr:4	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	21	0.92		188	67	F	5+	Oro osäker, ev 6+?
		1. Remmarsjön																
		Fisk nr:5	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	22	0.82		191	60.5	F	5+	
		1. Remmarsjön																
		Fisk nr:6	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	22	0.88		194	70.5	F	5+	
		1. Remmarsjön																
		Fisk nr:7	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	21	0.81		199	77	F	5+	
		1. Remmarsjön																
		Fisk nr:8	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	21	0.84	70	199	74.5	F	5+	
		1. Remmarsjön																
		Sediment nr:1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	16		78					
		Sediment nr:2	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	18							
		2. Stensjön																
		Fisk nr:1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	20	0.54		188	51	F	5+	
		2. Stensjön																
		Fisk nr:2	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	21	0.8		170	44	M	5+	
		2. Stensjön																
		Fisk nr:3	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	20	0.81		175	41	F	6+	
		2. Stensjön																
		Fisk nr:4	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	22	0.96		178	52.5	M	5+	
		2. Stensjön																
		Fisk nr:5	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	20	0.84		160	36	M	5+	Glötydligt, 5 OK, är litet första år
		2. Stensjön																
		Fisk nr:6	-	-	-	-	-	-	-	-	20	0.95		156	31	F	4+	Mkt litet första år
		2. Stensjön																
		Fisk nr:7	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	20	1		188	64.5	F	5+	
		2. Stensjön																
		Fisk nr:8	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	20.5	1.1		183	55.5	F	5+	
		2. Stensjön																
		Sediment nr:1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	15		62					
		Sediment nr:2	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	14		64					
		3. Övre Skarsjön																
		Fisk nr:1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	18	0.45		190	69	F	8+	Både oto-gl svåra, fra på slutet. Bred +zon (randig).
		3. Övre Skarsjön																
		Fisk nr:2	1.6	<1	1.4	<1	<1	<1	<1	<2	19.5	0.53		192	70	F	9+	6 tyd år på oto + gl, sedan smala ottydliga zoner (8+?)
		3. Övre Skarsjön																
		Fisk nr:3	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	20	0.46		187	70.5	F	4+	Oro dålig delning (5+7), gl dimmigt mjölkigt med fälska zoner
		3. Övre Skarsjön																
		Fisk nr:4	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	18	0.62		194	77	F	8+	Oro 8+/9+, vz:4-5/6-7 smala "virgliga" linjer som går ihop, Gl 5-6 OK år
		3. Övre Skarsjön																
		Fisk nr:5	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	20	0.62		189	62.5	F	8+	Bred +zon, Vz:5 på gl transparent
		3. Övre Skarsjön																
		Fisk nr:6	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	19	0.55		180	52	F	8+	Otydlig oto + gl, randig +zon på gl
		3. Övre Skarsjön																
		Fisk nr:7	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	20	1		174	54.5	F	5+	Oro genska fin, breda år, Gl 4 tyd år, sista året-kanten?
		3. Övre Skarsjön																
		Fisk nr:8	<1	<1	1.1	<1	<1	<1	<1	<2	20	0.78		179	52.5	F	8+	Sista 2-3 åren på oto otydliga, Gl 4 tyd breda år, sedan tata osäkra. (7+?)
		3. Övre Skarsjön																
		Sediment nr:1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	17		61					
		Sediment nr:2	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	22		68					
		4. St. Envattnern																
		Fisk nr:1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	20	0.65		167	47	F	7+	Möjlig 6+7, Gl näst-sista vz fälsk
		4. St. Envattnern																
		Fisk nr:2	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	22	0.92		155	42.5	M	5+	Gl 4+/5+
		4. St. Envattnern																
		Fisk nr:3	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	20	1.1		155	39	F	5+	Oro otydlig
		4. St. Envattnern																
		Fisk nr:4	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	19	0.75		156	38	M	5+	Oro markering mellan vz 1&2, Gl liten +zon
		4. St. Envattnern																
		Fisk nr:5	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	21	0.7		150	37	M	5+	Oro ev 6+?
		4. St. Envattnern																
		Fisk nr:6	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	21	1		155	38	F	7+	
		4. St. Envattnern																
		Fisk nr:7	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	20	0.72		164	41	F	5+	Gl ngt-randigt, kan vara äldre
		4. St. Envattnern																
		Fisk nr:8	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	20	0.55		160	39	M	5+	Kanten osäker på oto
		4. St. Envattnern																
		Sediment nr:1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	15		48					
		Sediment nr:2	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	15		51					
		5. Allgjutern																
		Fisk nr:1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	21	0.69		200	79.5	M	3+	God tv, Gl 3+/4+, är i kanten?
		5. Allgjutern																
		Fisk nr:2	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	20	0.48		200	76	F	3+	Oro otydlig
		5. Allgjutern																
		Fisk nr:3	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	19	0.42		194	59	F	4+	Gl 4+/5+? 1:a/2:a vz?
		5. Allgjutern																
		Fisk nr:4	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	19	0.52		168	45.5	F	3+	
		5. Allgjutern																
		Fisk nr:5	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	19	0.57		165	38.5	F	2+	Gl 2+/3+? Otydlig zon mellan vz 1&2
		5. Allgjutern																
		Fisk nr:6	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	21	0.69		167	43.5	F	2+	Gl otydligt, fälska zoner (3+-(4+)?)
		5. Allgjutern																
		Fisk nr:7	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	19	0.57		165	40	F	2+	
		5. Allgjutern																
		Fisk nr:8	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	19	0.5		157	39	F	2+	Oro otydlig
		5. Allgjutern																
		Sediment nr:1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	16		53					
		Sediment nr:2	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	20		59					

Bilaga 5 forts. Analysresultat av PBDE:er i tio svenska referenssjöar

Provningsplats	Provid	BDE 47 2,2',4,4'-TeBDE ng/g TS	BDE 85 2,2',3,4,4'-PeBDE ng/g TS	BDE 99 2,2',4,4',5'-PeBDE ng/g TS	BDE 100 2,2',4,4',6'-PeBDE ng/g TS	BDE 138 2,2',3,4,4',5'-HxBDE ng/g TS	BDE 153 2,2',4,4',5'-HxBDE ng/g TS	BDE 154 2,2',4,4',5,6'-HxBDE ng/g TS	BDE 209 DeBDE ng/g TS	Torrsubstans TS %	Fetthalt g/100g w %	Gödrest % av TS	Längd (mm)	Vikt (g)	Kön	Ålder	Anteckningar ang. otoliter och gjallock
6. Fiolen	Fisk nr:1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	20	0.68		196	78	F	5+	Gl tydligt 4+,mkt stor +zon
6. Fiolen	Fisk nr:2	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	21	0.72		186	66	M	3+	Oto ngt otydlig, Gl otydligt,randigt,3+?
6. Fiolen	Fisk nr:3	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	20	1.4		184	66	M	5+	Gl 4+/5+? Otydliga vz4-5 (tata)
6. Fiolen	Fisk nr:4	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	20	0.64		175	53	F	5+	Gl 4+/5+? Otydliga vz4-5 (tata)
6. Fiolen	Fisk nr:5	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	20	0.79		168	46,5	F	2+	Stor +zon!
6. Fiolen	Fisk nr:6	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	21	0.66		168	50	F	2+	Stor +zon!
6. Fiolen	Fisk nr:7	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	20	0.66		168	49,5	F	2+	Stor +zon!
6. Fiolen	Fisk nr:8	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	21	0.6		172	50,5	M	2+	Stor +zon!
6. Fiolen	Sediment nr:1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	20		67					
6. Fiolen	Sediment nr:2	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	18		63					
7. St. Skarsjön	Fisk nr:1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	18	0.59		204	97	M	5+	Gl ganska randigt, 4/5/6+?
7. St. Skarsjön	Fisk nr:2	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	19	0.64		197	91,5	F	5+	Oto 6+? Gl randigt,svart,4+ (5/6/7+?) Stor +zon
7. St. Skarsjön	Fisk nr:3	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	18	0.55		176	56,5	F	3+	Oto ngt otydlig
7. St. Skarsjön	Fisk nr:4	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	17	0.48		168	52,5	F	5+	
7. St. Skarsjön	Fisk nr:5	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	15	0.46		160	39	F	3+	Ett gl av varje från prov 5&6.Det ena tydligt 3+
7. St. Skarsjön	Fisk nr:6	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	19	0.44		160	35	F	5+	Ett gl av varje från prov 5&6. Det ena möjligt 5+,randigt,aldre?
7. St. Skarsjön	Fisk nr:7	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	19	0.6		153	34,5	F	3+	Oto litet första år
7. St. Skarsjön	Fisk nr:8	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	18	0.6		156	36,5	F	4+	
Sediment nr:1		<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	17		54					
Sediment nr:2		<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	18		56					
8. Tännan	Fisk nr:1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	21	0.37		200	78	F	8+	Fin oto
8. Tännan	Fisk nr:2	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	20	0.61		195	92	F	5+	Gl 6+;tydliga zoner,mkt bred randig +zon. Nästista vz kanske falsk?
8. Tännan	Fisk nr:3	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	18	0.39		189	55,5	F	7+	Gl 7+ OK,randigt
8. Tännan	Fisk nr:4	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	19	0.48		170	46	M	7+	Gl 6+?7+ OK
8. Tännan	Fisk nr:5	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	20	0.6		164	40,5	F	7+	Gl 7+ OK,randigt
8. Tännan	Fisk nr:6	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	19	0.57		165	36	F	5+	
8. Tännan	Fisk nr:7	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	21	0.66		163	35	F	4+	God tv. Gl mukt zon ytterst i kanten
8. Tännan	Fisk nr:8	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	19	0.55		163	34,5	F	7+	
Sediment nr:1		<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	24		71					
Sediment nr:2		<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	28		75					
9. V-Råmöbodisjön	Fisk nr:1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	20	1		161	42,5	F	5+	Oto ngt osäker,1:a året litet. Bred form på gl,litet 1:a år.
9. V-Råmöbodisjön	Fisk nr:2	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	20	0.79		161	43,5	M	10+	transparenta falska zoner. (9+?+litet första år)
9. V-Råmöbodisjön	Fisk nr:3	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	19	0.9		162	43,5	M	7+	
9. V-Råmöbodisjön	Fisk nr:4	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	20	0.79		175	53	F	5+	
9. V-Råmöbodisjön	Fisk nr:5	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	20	0.98		179	62,5	F	7+	Oto ngt otydli, litet 1:a år. Gl svårt, ojämnt tv, första året?, randig kant
9. V-Råmöbodisjön	Fisk nr:6	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	20	0.74		183	64	F	5+	Stor +zon
9. V-Råmöbodisjön	Fisk nr:7	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	20	0.97		188	66	F	3+	
9. V-Råmöbodisjön	Fisk nr:8	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	20	0.84		195	68	F	7+	Gl ngt otydligt
Sediment nr:1		<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	34		84					
Sediment nr:2		<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	38		87					
10. Dagarn	Fisk nr:1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	20	0.65		200	83	F	3+	Gl svårt, randigt,4+/5+? Falska zoner
10. Dagarn	Fisk nr:2	1.1	<1	1.4	<1	<1	<1	<1	<2	19	0.52		188	65	F	5+	
10. Dagarn	Fisk nr:3	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	19	0.62		189	68,5	F	5+	Oto stort första år. Gl svårt,randigt (3)+-4-(5)+?
10. Dagarn	Fisk nr:4	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	19	0.54		185	59	F	2+	Oto otydli, stort första år. Gl otydli, svaga zoner, möjl 2+, mkt stor +zon
10. Dagarn	Fisk nr:5	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	17	0.5		185	63,5	F	6+	Oto dåligt prep,5+? vz 3-4 tata. Gl 5+/6+ plus falska zoner.
10. Dagarn	Fisk nr:6	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	18	0.59		178	56,5	F	4+	Litet första år på gl syns ej på oto
10. Dagarn	Fisk nr:7	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	19,5	0.49		177	57,5	F	3+	Oto stort första år. Gl otydligt, falska zoner. 4+?
10. Dagarn	Fisk nr:8	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	19	0.62		172	51,5	F	3+	Oto stort första år
Sediment nr:1		<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	28		80					
Sediment nr:2		<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<2	20		77					